

**Berichte
aus dem
Institut für Meereskunde
an der
Christian-Albrechts-Universität Kiel**

Nr. 282

**Ein Simulationsmodell zum Einfluß intensiver Lachszucht
auf die Umwelt und Auswirkungen standortbedingter
Umweltparameter auf das Wachstum des atlantischen
Lachses (*Salmo salar* L.) an der Küste Chiles**

DOI 10.3289/IFM-BER 282

**von
Martin Hevia**

1996

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden von:

**Institut für Meereskunde
Abt. Fischereibiologie
Düsternbrooker Weg 20
D-24105 Kiel**

ISSN 0341-8561

Danksagung

An erster Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Harald Rosenthal für die Möglichkeit dieser Arbeit, für die Betreuung meiner Forschungstätigkeit und nicht zuletzt für seine wertvollen Hinweise bei der Durchsicht des Manuskriptes danken. Darüber hinaus möchte ich ihm auch für seinen großen Einsatz in Chile danken.

Mein Dank gilt ebenfalls dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD), der mir den Aufenthalt in Deutschland durch ein Stipendium ermöglichte.

Bei Herrn Prof. Dr. Dietrich Schnack bedanke ich mich für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes in der Abteilung Fischereibiologie des Instituts für Meereskunde in Kiel. Allen Mitarbeitern der Abteilung (besonders Frau Hiltrud Worthmann, Frau Brigitte Rohloff, Frau Karin Burkert, Herrn Dirk Jarosch und Herrn Rudi Lüthje) danke ich für die freundliche Arbeitsatmosphäre und Hilfsbereitschaft, die mir entgegen gebracht wurde.

Der Firma *Marine Harvest Chile* danke ich ganz besonders für das Interesse an meiner Arbeit und die Möglichkeit, zwei ihrer Anlagen für die Forschungsvorhaben frei aussuchen zu dürfen sowie für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit.

Herrn Dr. Peter Krost bin ich für seine große Hilfe bei der Einarbeitung in das Thema und die Beschaffung von Literatur sowie für seine zahlreichen Tips, Hinweise und hilfreichen Gespräche während der gesamten Zeit meiner Arbeit ganz besonders verbunden.

Allen Mitarbeitern der Abteilungen Meeresphysik, Regionale Ozeanographie und Theoretische Ozeanographie des Instituts für Meereskunde in Kiel gilt mein Dank für die Diskussionsbereitschaft und Unterstützung. Der Abteilung Meeresphysik danke ich besonders für die Bereitstellung zweier Strömungsmesser.

Frau Dipl.-Oz. Meike Hammann danke ich für die Unterstützung in den ersten und wichtigsten Schritten bei der Programmierung des Rechenmodells. Mein Dank gilt auch Herrn Wolfgang Hukriede für die "Übersetzung" in C-Programmiersprache und die Erweiterung des Modells.

Herrn Dr. Andreas Rheimer (Institut für Biogeochemie und Meereschemie, Universität Hamburg) danke ich für die professionelle Beratung und für die Analyse einiger Sedimentkernproben auf Kohlenstoff und Stickstoff mit dem CHN-Analyser.

Herrn Dr. Karl-Heinz Südekum (Institut für Tierernährung und Stoffwechselphysiologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel) danke ich für die freundliche Bereitschaft, mir mit der Analyse des lokal verwendeten Futters zu helfen.

Frau Dr. Catriona Clemmesen-Bockelmann, Herrn Dipl.-Biol. Bernd Ueberschär, Herrn Dr. Uwe Piatkowski und Herrn Boris Kisjeloff danke ich für ihre ständige Diskussionsbereitschaft und die vielen kritischen Anregungen.

An Herrn Dr. Helmut Thetmeyer meinen Dank für seine Anregungen und konstruktive Kritik bei der Besprechung von wissenschaftlichen Fragen, sowie bei der Durchsicht von Textvorlagen und Grafiken. Frau Dipl.-Biol. Maike Kamp, Herrn Dipl.-Biol. Bernd Ueberschär, Herrn Torsten Rohlwing, Herrn Dipl.-Biol. Michael Gedamke, Herrn Dipl. Biol. Thorolf Böttger bin ich für ihren großen Einsatz bei der Endkorrektur des Manuskriptes und Fertigstellung dieser Arbeit endlos dankbar.

Nicht vergessen möchte ich all diejenigen, die sonst noch in irgendeiner Weise zum Gelingen meiner Arbeit beigetragen haben, sei es in fachlicher oder menschlicher Hinsicht. Vielen Dank!

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	3
1 Einleitung	5
1.1 Entwicklung der Salmonidenzucht in chilenischen Küstengewässern	5
1.2 Ziel der Untersuchung	9
2 Stand der Kenntnisse über die Umweltbelastung durch Netzgehegehaltung von Salmoniden	11
2.1 Umweltbelastung	11
2.1.1 Auswirkungen auf die Wasserqualität	11
2.1.2 Auswirkungen auf den Meeresboden	12
2.2 Zur Wachstumsleistung von Salmoniden	14
2.3 Modellrechnungen zur Dispersion von partikulärer Substanz (Faeces und Futterreste)	17
3 Material und Methoden	21
3.1 Anlagenbeschreibung	21
3.1.1 Geographische Lage und Standortwahl	21
3.1.1.1 Anlage Lincay	24
3.1.1.2 Anlage Terao	26
3.1.2 Auslegung der Produktionsanlagen	26
3.1.3 Verankerung und Orientierung der Käfiganlagen	29
3.2 Anlagenspezifische Informationen	29
3.3 Herkunft der Besatzfische	30
3.4 Futtermittel	30

3.4.1	Nährstoffanalyse des Fischfutters	31
3.4.1.1	Wassergehalt	31
3.4.1.2	Gehalt an Rohasche	32
3.4.1.3	Gehalt an Rohprotein	32
3.4.1.4	Anteil an Rohfetten	32
3.4.1.5	Rohfaseranteil	33
3.4.1.6	Calciumgehalt	33
3.4.1.7	Phosphoranteile	33
3.4.1.8	Angabe des Kohlenhydratgehaltes	33
3.4.1.9	Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte	33
3.4.1.10	Energiedichte	34
3.4.2	Untersuchung auf Futterabrieb	35
3.4.3	Stabilität des Futters im Wasser	36
3.4.4	Sinkgeschwindigkeit einzelner Pellets	36
3.4.5	Futterraufnahme (Futtermenge)	36
3.5	Fütterungsmethode	37
3.6	Datenermittlung zum Fischwachstum, Biomassezuwachs, Mortalität und Nahrungskonversion	37
3.6.1	Monatliche Datenaufzeichnung pro Käfig	37
3.6.2	Monatliche Zuwachsbestimmung	38
3.6.3	Bestimmung der Sterblichkeit	39
3.6.4	Berechnete Größen	39
3.6.4.1	PCR (Food Conversion Ratio)	39
3.6.4.2	SGR (Specific Growth Rate)	40
3.6.4.3	Konditionsfaktor (K)	40
3.6.5	Zählungen und Umsetzungen von Fischen innerhalb der Anlagen	41
3.6.6	Abfischen marktreifer Lachse	42
3.6.7	Wachstumsleistung der Kohorten einzelner Käfige	42
3.7	Dokumentation zur Umwelt	44
3.7.1	Dauermessungen von physikalischen Umweltparametern	44
3.7.2	Strömungsmessungen	45
3.7.3	Sedimentkernproben	46
3.7.3.1	Bestimmung des Wassergehaltes	47
3.7.3.2	Glühverlust (LOI= Loss on ignition)	48
3.7.3.3	Berechnung der Porosität	48

3.7.3.4	Statistische Auswertung zu den Sedimentkernproben	49
3.7.3.5	C/N-Analyse	49
3.7.3.6	Korngrößenverteilung	49
3.7.4	Sedimentationsraten	50
3.7.5	<i>In situ</i> -Sauerstoffzehrung des Sediments	51
3.7.6	Bathymetrie beider Anlagen und angrenzender Gebiete	53
3.7.7	Unterwasser-Videoaufnahmen	53
3.7.8	Massenbilanz	54
3.8	Magenuntersuchungen bei freilebenden Fischen	55
3.9	Modellrechnungen zur Dispersion der organischen Feststoffracht	55
4	Ergebnisse	67
4.1	Zur Topographie, Hydrographie und Umwelt der Standorte	67
4.1.1	Bathymetrie der Untersuchungsgebiete	67
4.1.1.1	Anlage Lincay	67
4.1.1.2	Anlage Terao	67
4.1.2	Die Strömungen im Bereich der Käfiganlagen	70
4.1.3	Langzeittrends physikalischer Umweltfaktoren	83
4.1.4	Veränderungen der Sedimente unter den Käfiganlagen und im Umfeld ..	94
4.1.4.1	Wassergehalt und Porosität	95
4.1.4.2	Glühverlust	101
4.1.4.3	C/N Analyse	106
4.1.4.4	Korngrößenverteilung	107
4.1.5	Sedimentationsraten	108
4.1.6	<i>In -situ</i> -Sauerstoffzehrung des Sedimentes	109
4.1.7	Videobeobachtungen unter Wasser	110
4.2	Zusammensetzung, Stabilität und Sinkverhalten des Futters	115
4.2.1	Zusammensetzung des verwendeten Futters im Vergleich zu handelsüblichen Futtermitteln der Lachszucht	115
4.2.2	Sinkgeschwindigkeit der Pellets	117
4.2.3	Verluste durch Abrieb von Futterpellets	119
4.2.4	Stabilität des Futters im Wasser	121
4.3	Vergleichende Betrachtung zum Fischwachstum, zum Biomassezuwachs und zur Nahrungskonversion in den untersuchten Anlagen	122

4.3.1	Verlauf der anlagenspezifischen Wachstumsdaten	122
4.3.2	Vergleich der Wachstumsleistung einzelner Kohorten in bezug auf Anlagenstandort und Käfigposition	127
4.4	Magenuntersuchungen an freilebenden Fischen im Umfeld der Käfige (Abschätzung der Aufnahme von Futterverlusten)	133
4.5	Massenbilanzierung zwischen Nährstoffeintrag und Biomasse-Ertrag	134
4.6	Modell zur Dispersion der organischen Feststoffracht	136
5	Diskussion	155
5.1	Einfluß der Anlagen auf die Umwelt	155
5.2	Modellrechnung zur partikulären Feststoffracht	161
5.3	Nährstoffbilanz und Analyse der Futtermittel	169
5.4	Einfluß der Umwelt auf das Wachstum der Lachse	170
6	Literatur	177
7	Anhang	189

Zusammenfassung

Es wurde eine vergleichende Umweltstudie zwischen zwei kommerziellen Lachszuchtanlagen (atlantischer Lachs, *Salmo salar* L.) durchgeführt, um die lokalen Umweltbedingungen zu vergleichen, deren Einfluß auf das Wachstum der Lachse und den Einfluß der Lachszucht auf die Umwelt zu erfassen. Dafür wurden zwei chilenische Aquakulturanlagen (Lincay und Terao) mit unterschiedlichen Strömungsverhältnissen untersucht.

Die biologischen Parameter (Wachstum -monatlich- und Sterblichkeit -wöchentlich- sowie deren begleitende Parameter SGR, FCR und K) wurden von Januar 1991 bis Juni 1992 erfasst. Die Feldversuche und hydrographische Messungen für diese Arbeit erstreckten sich von Januar bis Mai 1992.

Ein Ziel war die Beschreibung der hydrographischen Bedingungen, die zur Minimierung der Umweltbelastung durch Netzkäfiganlagen beitragen können. Die Ergebnisse sollen einen Beitrag zur umweltverträglicheren Standortbestimmung für Netzkäfiganlagen in der X. Region Chiles leisten.

Ein weiteres Ziel war die Erweiterung und Anwendung eines Simulationsmodells zur Sedimentation von Feststofffrachten aus Netzkäfiganlagen um bisher nicht berücksichtigte Faktoren wie Bodentopographie, Strömungsprofile, Einbeziehung von verschiedenen Faecesfraktionen, Wegfraß von Futterresten durch Wildfische (Abschätzungen vor Ort ergaben einen Wegfraß von 60-70 %) und Veränderung der Wassertiefe mit dem Tidenrhythmus. Im Gegensatz zum konventionellen Modell, ermittelte das modifizierte Modell höhere Sedimentationsraten organischer Feststofffracht unterhalb der Anlage. Die Unterschiede lagen im Bereich von 20 % (Differenzen bis zu $4.18 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Simulationen mit dem konventionellen Modell erforderten größere Flächen, um die gleiche relative Sedimentationsrate zu erreichen, als dies beim modifizierten Modell der Fall war. Die vor Ort bestimmten Sedimentationsraten (aus den Proben der Sedimentfallen) zeigten eine gute Übereinstimmung mit der simulierten Verteilung, doch die Werte lagen um etwa 50 % niedriger. Der Tidenhub zeigte keinen nennenswerten Einfluß auf die Verteilung der organischen Feststofffracht am Boden unter den Käfiganlagen.

Über einen Zeitraum von maximal 7 Monaten wurden Wachstumsanalysen an Kohorten aus beiden Anlagen unter Berücksichtigung der Käfigposition durchgeführt und miteinander verglichen. Die Wachstumsbeobachtungen wurden ausschließlich bei Käfigen durchgeführt, bei denen keine Größensortierungen stattgefunden hatte. Es konnten keine signifikanten Unterschiede in der Wachstumsleistung der Lachse zwischen den

verschiedenen Käfigpositionen festgestellt werden. Eine Kovarianzanalyse der Wachstumsleistung der Fische zwischen beiden Anlagen, ergab ebenfalls keinen signifikanten Unterschied.

Begleitend zur bathymetrischen Dokumentation, der Wasserparameter (T, O₂, pH, S) und Strömungsdaten (Geschwindigkeit und Richtung) wurden auch Bodenproben an beiden Anlagen untersucht mit dem Ziel, den Einfluß der Anlagen auf die Umwelt im monatlichen Rhythmus zu verfolgen. Dazu wurde der Wassergehalt, der Glühverlust und der Kohlenstoffgehalt bestimmt. Die Glühverluste unter der Anlage Lincay erreichten Werte bis zu 3 % und bei Terao bis zu 33 %. Der Kohlenstoffgehalt lag zwischen 0.06 % und 1.28 % im Sediment der Anlage Lincay und zwischen 0.08 % und 17.5 % in der Anlage Terao. Der Karbonatanteil in den Sedimenten beider Anlagen war extrem gering (unter 0.1 %). Die *in situ* Sauerstoffzehrung des Sediments unter den Käfigen wurde mit einer geschlossenen Kammer bestimmt, um den oxischen Abbau organischen Kohlenstoffs berechnen zu können. Der Abbau erreichte Werte zwischen 2 und 3.5 g C m⁻² d⁻¹. Unterwasservideoaufnahmen ergänzten diese Untersuchungen mit dem Ziel, partizipierende Fauna in der Nähe der Netzkäfige und die Bodenstruktur zu beobachten.

An den lokal verwendeten Futterpellets wurden folgende Parameter analysiert: Wassergehalt, Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Rohprotein, Rohfaser, Kohlenhydrate, Asche, Calcium und Energiedichte. Zweck dieser Analysen war es einen Vergleich mit anderen Futterherstellern und eine Bilanzierung des organischen Eintrags zu ermöglichen sowie für die Modellberechnungen benötigten Daten bereitzustellen. Das verwendete Futter hatte einen hohen Rohproteinanteil und gehört im Vergleich zu anderen kommerziellen Futtermitteln, zu denen, die einen relativ niedrigen Fettgehalt aber trotzdem noch eine vergleichbar hohe Energiedichte aufweist. Weiterhin waren Phosphor und Stickstoff in der Kategorie mit relativ hohen Gehalten zu finden. Zusätzlich wurde die Sinkgeschwindigkeit der Pellets zur Verwendung im Simulationsmodell bestimmt. Die mittlere Sinkgeschwindigkeit betrug 0.14 ± 0.04 m s⁻¹.

In der Anlage Terao wurden Sedimentfallen eingesetzt mit dem Ziel, die Sedimentationsraten unter und in der Nähe der Käfige zu bestimmen. Die ermittelten Werte lagen zwischen 0.63 und 11.55 g C m⁻² d⁻¹. Diese Sedimentationsraten wurden mit den simulierten Daten verglichen. Die Korngrößenverteilung im Sediment wurde auf jeweils zwei Stationen erfasst und für beide Anlagen verglichen, dabei sollte bestimmt werden, ob es sich um Erosions- oder Akkumulationsgebiete handelte.

Summary

This study presents a comparison of the environmental conditions at two commercial farms for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), in order to assess the influence of environmental conditions on salmon growth and the impact of the farming operations on the environment. Two Chilean aquaculture facilities, Lincay and Terao, which sites are characterized by distinct hydrographic conditions, were selected for this purpose.

Biological parameters (growth, monthly; mortality, weekly; as well as SGR, FCR and K) were determined from January, 1991, to May, 1992. Field experiments and hydrographic measurements were conducted from January to May, 1992.

One objective was to describe those hydrographic conditions which may serve to minimize the environmental impact of fish cages. The results are intended to promote the environmental acceptability of fish farms in Chile's Xth region by improved site selection.

A further aim of this study was to expand a simple simulation model of the sedimentation of solids from fish cages by integration of additional parameters, such as bottom topography, current profiles, various faeces fractions, consumption of waste food pellets by wild fishes (an estimated 60-70 %), and tidal changes in water depth. This modified model computed higher sedimentation rates of organic solids beneath the facility than the original model. The difference was about 20 % (up to $4.18 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). In simulations with the original model, larger areas were required to attain the same relative sedimentation rates as in the modified model. The sedimentation rates determined with sediment traps at the sites were in good agreement with the simulated distributions but their absolute values were about 50 % lower than in the model. Tides had a negligible influence on the dispersion of organic solids on the bottom beneath the cages.

At both sites, the growth of cohorts was determined for cages in different positions for periods of up to seven months. Growth was determined exclusively for cages in which the fish had not been graded by size. There were no significant differences in growth performances between salmon from cages at different positions. A covariance analysis of fish growth showed no significant difference between the two farms.

In addition to the determination of the bathymetry, water parameters (T, O₂, pH, S) and current data (velocity and direction), bottom samples were collected at both sites on a monthly basis, in order to assess the farm's impact on the environment. The water content, loss on ignition and carbon content were determined in these bottom samples.

The loss on ignition was up to 3 % at Lincay and up to 33 % at Terao. The sediment's carbon content was between 0.06 % and 1.28 % at Lincay, and 0.08 % to 17.5 % at Terao. The carbonate fraction of the sediment was very low at both sites (under 0.1 %).

The oxygen demand of the sediment beneath the cages was determined with a closed chamber for the measurement of the oxic degradation of the organic carbon. Degradation attained values of 2 to 3.5 g C m⁻² d⁻¹. Underwater video observations of participating fauna and of the bottom structure near the cages complemented the investigation.

The following constituents of the feed pellets used at the farms were analyzed as well: water content, carbon, nitrogen, phosphorus, raw protein, raw fiber, carbohydrates, ash, calcium, and energy content. The purpose of these analyses was a comparison with other commercial feeds, calculation of the organic input and creation of a data base for the model simulations. The feed had a high level of raw protein, and was comparable to commercial feeds with low fat content and relatively high energy content. It also had relatively high levels of phosphorus and nitrogen. The sinking velocity of the pellets was also measured for input into the simulation model, the average sinking velocity was 0.14 ± 0.04 m s⁻¹.

Sediment traps were used at the farm at Terao to determine the sedimentation rates underneath and near the cages. The values were between 0.63 and 11.55 g C m⁻² d⁻¹. These sedimentation rates were compared to the simulated data. The distribution of sediment particle sizes was investigated at two stations in order to determine whether they represented erosion or sedimentation areas.

1 Einleitung

1.1 Entwicklung der Salmonidenzucht in chilenischen Küstengewässern

Bedingt durch die geographische Lage an der Westküste Südamerikas gibt es mehrere Auftriebsgebiete an der 4 300 km langen chilenischen Küste, die vom 18. bis 56. Breitengrad reicht. Diese günstigen Bedingungen haben dazu geführt, daß Chile heute zu den größten Fischereinationen der Erde zählt und über eine hochentwickelte Meeresfischerei verfügt. Der überwiegende Teil der fischereilichen Produktion wird aus dem Fischfang erwirtschaftet. Jedoch entwickelt sich die Aquakultur seit einigen Jahren sehr schnell. Sie hat zudem ein erhebliches Entwicklungspotential. Die südlichen Küstenbereiche Chiles weisen auf einer Länge von etwa 1 800 km eines der ausgedehntesten Fjordsysteme der Welt auf. Hier bestehen aus klimatischen Gründen ideale Umweltbedingungen, sowohl für die Salmonidenzucht als auch für verschiedene Makroalgen und Mollusken der gemäßigten Breiten. In allen diesen Bereichen gewinnt die Aquakultur zunehmend an Bedeutung.

Die kommerzielle Salmonidenzucht begann in der X. Region Chiles im Jahre 1980 mit lediglich drei Anlagen und einer Jahresproduktion von nur 70 Tonnen (SERNAP 1980). Sie wuchs danach nahezu exponentiell an. Im Jahre 1988 (5 475 Tonnen) wurden 188 Lizenzen allein für diesen Zweig der Aquakultur gezählt (ALVARADO *et al.* 1990), 1992 wies die Statistik bereits eine Produktion von 62 188 Tonnen aus (SERNAP 1992). Damit hat Chile weltweit den zweiten Platz in der Salmoniden-Produktion nach Norwegen erreicht (ACHURRA 1992). Es werden hauptsächlich folgende Arten gezüchtet: *Oncorhynchus kisutch* (als Pazifischer Lachs, Coho-Lachs), *Oncorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle) und *Salmo salar* (Atlantischer Lachs). Drei weitere pazifische Lachsarten (*O. tshawytscha*, *O. masou* und *O. keta*) sind von untergeordneter Bedeutung.

Im Jahre 1994 wurden bereits 101 918 Tonnen (SERNAP 1994) produziert, und für 1995 wird eine Produktion von ca. 130 000 Tonnen (KLEMPAU pers. Mitt.) vorhergesagt. Die Tendenz ist weiter steigend, und möglicherweise steht Chile bald an erster Stelle in der Lachsproduktion (ROSENTHAL pers. Mitt.). Mehrere standortbedingte und wirtschaftliche Faktoren sprechen für diese Annahme (ALVARADO *et al.* 1990; BOEUF & MEDINA 1990; MÉNDEZ & MUNTA 1989; GONZALO 1990):

- ein großes Angebot an Süßwasser (große Seen und zahlreiche Flüsse) für die Brutaufzucht und Meerwasser hoher Qualität für die Mast in Küstengewässern. Viele abiotische Faktoren wie Temperatur und Salzgehalt sowie Strömungs- und Wellen-

exposition bieten nahezu ideale Umweltbedingungen für Salmoniden (ALVIAL 1991; PICKARD 1971; CAMPOS *et al.* 1980);

- eine große Anzahl an geschützten Buchten und Kanälen mit geringer Besiedlung und wenig industriellen Aktivitäten (kaum Verschmutzungspotential);
- ein hohes Angebot an Fischmehl bester Qualität aus landeseigener Fischerei für die Herstellung von qualitativ hochwertigem aber preiswertem Fertigfutter;
- billige Arbeitskräfte (im Vergleich zu anderen Industrieländern);
- gute Grundausbildung von Fischzüchtern und Wissenschaftlern (einschließlich Erfahrung in Praxisbetrieben);
- im Vergleich zur Nordhalbkugel halbjährig versetzte Jahreszeiten und die damit verbundene konkurrenzlose Verfügbarkeit des Produktes zu einer Jahreszeit, in der in der nördlichen Hemisphäre ein diesbezüglicher Mangel herrscht;
- gute Organisation der Lachszüchter als Betriebs- und Vertriebsgemeinschaft mit sorgfältiger Qualitätskontrolle. Neuerdings findet auch ein Ausbau eigenständiger Forschungseinrichtungen als Bindeglied zwischen Wirtschaft und wissenschaftlichen Institutionen statt, die progressive Umweltforschung betreiben und damit eine nachhaltige Entwicklung und Erhaltung der Küstenressourcen anstreben.

Insgesamt betrachtet war die Aquakultur in Südamerika 1992 mit einer Gesamtproduktion von 250 584 Tonnen und 1.8 % der weltweiten Produktion (13 921 338 Tonnen; FAO 1994) noch immer von untergeordneter Bedeutung. Die Gesamtmenge an Salmoniden, die im Jahr 1992 produziert und gefischt wurde, lag weltweit bei 1 478 309 Tonnen (FAO 1995). Davon stammten 628 418 Tonnen (42.5 %) aus der Aquakultur. Chile war mit etwa 10 % an diesen Aquakultureerträgen beteiligt.

Salmoniden sind typische Fische der nördlichen Hemisphäre und wurden erst im Laufe dieses Jahrhunderts nach Südamerika importiert. Die Überführung von Salmonideneiern von der Nord- in die Südhemisphäre (Verschiebung der Jahreszeiten; höhere Temperaturen und längere Lichtregime) begünstigt ein schnelles Wachstum und ermöglicht eine frühe Smoltifikation (URIBE *et al.* 1995). So können sich die Fische z.B. bei einer Totallänge von etwa 10 cm schon nach sieben bis acht Monaten stoffwechselphysiologisch zum Smolt umwandeln. Dies hat für die Zucht im marinen Bereich durchaus Vorteile, da dies die Süßwasserphase gegenüber der Praxis der Salmonidenzucht in der Nordhemisphäre erheblich abkürzt. Der Import von Lachseiern stellt jedoch ein hohes Risiko hinsichtlich der Übertragung von Krankheitserregern dar. Die IPN (Infektiöse Pankreasnekrose bei Salmonidenbrut) wurde 1984 durch einen "zertifizierten" Eierimport aus den USA in eine Anlage eingeschleppt (MCALLISTER & REYES 1984). Dieser Bestand wurde sofort durch die Anlagenbetreiber vernichtet, um das Ausbreitungsrisiko dieser

Krankheit zu minimieren. Seitdem wurde IPN in Chile nicht wieder festgestellt. Da heute in Chile keine viralen Krankheiten auftreten (SCHLOTFELDT pers. Mitt.), ist es sehr wichtig, strenge Kontrollen beim Eierimport vorzunehmen. Darüber hinaus ist es von entscheidender Bedeutung, Laichfischhaltungsbetriebe unter fachtierärztlicher und wissenschaftlicher Kontrolle einzurichten, um von den Eier-Importen unabhängig zu werden und damit Krankheits-Einschleppungen zu vermeiden (SCHLOTFELDT & ALVARADO 1991). Ein Beispiel hierfür ist die Einschleppung der bakteriellen Nierenkrankheit/BKD (Bacterial Kidney Disease) Mitte der 80er Jahre durch "zertifizierte" Lachs-Eier, die durch den Erreger *Renibacterium salmoninarum* hervorgerufen wird. Sie breitete sich in Chile rasch im marinen Bereich aus und widersetzte sich bisher allen Ausmerzungsversuchen.

Mit der Expansion der Lachszucht, die eine intensive Fischhaltung in Netzkäfiganlagen zur Grundlage hat, wachsen auch die Umweltprobleme. So stellt die ständig zunehmende Zahl an Lachszucht-Anlagen kommerzieller Größe eine potentielle Gefahr für die Umwelt (auch im marinen Bereich) dar, wenn nicht rechtzeitig durch geeignete Maßnahmen die Verschmutzung minimiert und begrenzt wird. Dies ist auch für die nachhaltige Nutzung anderer Küstenressourcen notwendig. Darüber hinaus wirken sich die Umweltbelastungen langfristig auch auf die eigene Produktionskapazität aus. Ein effektives Umweltmanagement liegt daher im Interesse dieses Wirtschaftszweiges.

Obwohl Landwirtschaft, Städte, Forstwirtschaft und Industrie im Gegensatz zur Aquakultur weitaus mehr Nährstoffe (in partikulärer oder gelöster Form) in die Umwelt eintragen (WOODWARD 1989; HÅKANSON *et al.* 1988; STEFFENS 1993; ACKEFORS & ENELL 1994), leiten auch Netzkäfiganlagen einen signifikanten Beitrag an organischer Feststofffracht in die Umwelt ein. Ein gutes Management kann eine Minimierung solcher Effekte bewirken, die Umweltverträglichkeit verbessern und die Kompatibilität mit der Umwelt und gleichzeitig mit anderen Nutzern der gleichen Gewässer gewährleisten. Der Anteil an Phosphor und Stickstoff im Futter ist auf 1% bzw. 7% zurückgegangen, und der Futterquotient liegt heutzutage dank hochenergetischer Futterzusammensetzung (ACKEFORS & ENELL 1994) in den meisten Anlagen bei 1.2. Dies hat die Umweltbelastung durch verminderte Nährstoffzufuhr stark reduziert. Netzkäfigdesign und Standortauswahl sind zusätzlich wichtige Aspekte, die einen großen Einfluß auf die Umwelt haben. Die organischen Einträge einer typischen Anlage sind vergleichbar mit denen eines kleinen Dorfes (WOODWARD 1989). Allerdings kann die Dispersion von häuslichen Abwässern im Vergleich mit einer Käfiganlage, die eine lokal eingegrenzte Umweltbelastung verursacht, eine etwa zwanzigfach größere Fläche beeinträchtigen (GOWEN *et al.* 1987).

Die richtige Standortwahl für Netzkäfiganlagen und ihre sachgerechte, an die Standortbedingungen angepaßte Dimensionierung und Betriebsform sind Kriterien, die als die wichtigsten Voraussetzungen für eine gesunde Entwicklung und für den Erhalt der Ressourcen notwendig sind. Nach den typischen, auch aus Nordeuropa bekannten Anfangsfehlern ist in Chile sehr bald die Erkenntnis gewachsen, daß eine frühzeitige Erfassung der möglichen Auswirkungen der Aquakultur auf die Umwelt zu dem notwendigen Wissen für ein verantwortungsvolles Management führen würde. Das Bedürfnis, die Umweltverträglichkeit vorherzusagen und durch ein objektives Monitoring die Entwicklung zu dokumentieren, ist gegenwärtig von besonderer Bedeutung. Dazu bedarf es einer intensiven begleitenden Forschung, die die Kriterien zur Bewertung der Umweltbelastung und ihrer Minimierung erarbeitet. Umweltrelevante Untersuchungen zur Käfighaltung wurden und werden seit mehreren Jahren in Europa und Nordamerika durchgeführt. Mehrere Arbeiten haben sich mit der **Sedimentchemie** (ENELL 1982; HALL & HOLBY 1986; BLACKBURN *et al.* 1988; KASPAR *et al.* 1988; SAMUELSEN *et al.* 1988; HALL *et al.* 1990; HOLBY 1991; HOLMER & KRISTENSEN 1992; HALL *et al.* 1992; KROST *et al.* 1994), der **Bodenfauna** (BROWN *et al.* 1987; AURE *et al.* 1988; WESTON 1990), den **Sedimentationsvorgängen** (DAHLBÄCK & GUNNARSSON 1981; AURE *et al.* 1988; WESTON & GOWEN 1988; GOWEN *et al.* 1989; CROSS 1993) und der **Bilanzierung der Nährstofffrachten** (PENCZAK *et al.* 1982; GOWEN *et al.* 1988; HALL *et al.* 1990; HOLBY & HALL 1991; HALL *et al.* 1992) beschäftigt sowie die **Auswirkungen auf die Umwelt** berechnet (BERGHEIM *et al.* 1984; GOWEN & BRADBURY 1987; AURE & STIGEBRANDT 1990; GOWEN 1990; ACKEFORS & ENELL 1990; FINDLAY & WATLING 1994; HARGRAVE 1994; SILVERT 1992, 1994 a, b, c; SOWLES *et al.* 1994; GILLIBRAND & TURRELL 1995). In Chile sind jedoch kaum Arbeiten auf diesem Gebiet, insbesondere im marinen Bereich, durchgeführt worden.

Vor dem Hintergrund dieses Mangels an standortspezifischen Erkenntnissen stellt die vorliegende Arbeit einen ersten Ansatz dar, um die von der nordeuropäischen Situation abweichenden Bedingungen (physikalisch, ozeanographisch, topographisch und betrieblich) zur Einschätzung der sedimentationsbedingten Umweltbelastung durch moderne Aquakulturanlagen anhand von Modellrechnungen zu dokumentieren und zu analysieren. Darüber hinaus werden die Wachstumsleistungen einzelner Lachskohorten in zwei Anlagen vergleichend untersucht, sowohl im Hinblick auf den Einfluß der unterschiedlichen hydrographischen Bedingungen zwischen den Anlagen als auch im Hinblick auf die Käfigposition und das Anlagen-Design.

1.2 Ziel der Untersuchung

Die Arbeit befaßt sich mit einer vergleichenden lokalen Umweltstudie zwischen zwei Lachszuchtanlagen (*Salmo salar*) in der X. Region Chiles, einem Gebiet mit großem Tidenhub. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, Bewertungsgrundlagen für die organische Belastung von küstennahen Standorten in den Gewässern Chiles durch Käfighaltung von Salmoniden zu erarbeiten, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf die Feststoffracht und deren Sedimentationsverhalten als Maß der lokalen Belastung gelegt wurde. Gleichzeitig sollte bestimmt werden, inwieweit sich die ozeanographischen und physikalischen Standortbedingungen auf die Wachstumsleistung und damit auf die betrieblichen Rahmenbedingungen auswirken. Dabei wurden zwei repräsentative Standorte mit unterschiedlichen hydrographischen Bedingungen ausgewählt, die sich aber in einer ökologisch weitgehend vergleichbaren Umgebung befanden.

Die Feldversuche und Messungen für diese Arbeit erstreckten sich von Januar 1992 bis Mai 1992. Die biologischen Parameter wie Wachstum -monatlich- und Sterblichkeit -wöchentlich- sowie deren begleitende Parameter FCR (*Food Conversion Ratio*) und K (Konditionsfaktor) wurden von Januar 1991 bis Mai 1992 erfaßt.

Um die o.g. Ziele zu erreichen, wurden folgende Teiluntersuchungen durchgeführt:

- Vergleichende Dokumentation der Standortbedingungen in bezug auf Hydrographie und Wasserqualität (O₂, T, pH und S) an den unterschiedlichen Anlagen;
- Abschätzung der Verlusten von Feststoffen in der Käfiganlage und deren Sedimentation im Bereich der Anlage (Wasserchemie, Sedimentation (org. Gehalt), Abbau organischer Substanz auf dem Meeresboden etc.), um räumliche und zeitliche Auswirkungen der Anlagen auf den Meeresboden zu quantifizieren;
- Weiterentwicklung eines konventionellen Sedimentationsmodells (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN *et al.* 1988; GOWEN *et al.* 1989) zur Einschätzung der Sedimentation im Bereich von Käfiganlagen. Dabei wurden zusätzlich zu dem konventionellen Modell Bodentopographie, vertikale Strömungsprofile, Tidenhub, Sedimentation verschiedener Fraktionen der Feststoffracht und Abbau von organischem Material am Meeresboden in die Modellrechnung integriert;
- Vergleich von simulierten Sedimentationsraten mit empirisch ermittelten Daten zur partikulären Feststoffracht auf dem Meeresboden an beiden Standorten;
- Vergleich von Wachstumsleistungen einzelner Lachskohorten an beiden Standorten unter den Lokalbedingungen;

- * Bedeutung von Käfigposition und Anlagen-Design für das Wachstum von kultivierten Fischen.

2 Stand der Kenntnisse über die Umweltbelastung durch Netzgehehaltung von Salmoniden

2.1 Umweltbelastung

Futtermittelverluste, Faeces und metabolische Produkte aus Käfiganlagen sind eine wichtige organische Belastungsquelle für die Umwelt. Die Kapazität der Umwelt, diese zusätzlichen Produkte abzubauen, ist sehr stark von den lokalen Bedingungen (z.B. Topographie, Hydrographie, Sauerstoffgehalt, Wind usw.) abhängig. Die wichtigsten Umweltbelastungen, die mit intensiver Lachszucht verbunden sind, sind der erhöhte Anteil an partikulärer organischer Substanz (organischer Kohlenstoff), der in das Sediment gelangt sowie die erhöhten Anteile an Stickstoff und Phosphor, die gelöst in die Wassersäule eingeleitet werden.

Ein Anteil des Futterangebots geht an die Umwelt verloren, indem die Pellets durch die Maschen des Netzkäfigs fallen bevor sie von den Fischen aufgenommen werden konnten. Dieser Anteil kann sehr unterschiedlich sein, sollte jedoch nicht höher als 5 % liegen. Der restliche Teil wird von den Fischen aufgenommen, wobei etwa 20 % davon in den Biomassenzuwachs eingehen, etwa 60 % als Respiration in gelöster Form in die Umwelt geleitet werden und etwa 20 % als Faeces auf dem Meeresboden sedimentieren (GOWEN *et al.* 1989; BERGHEIM *et al.* 1991; ACKEFORS & ENELL 1994).

2.1.1 Auswirkungen auf die Wasserqualität

Auswirkungen auf die Wasserqualität können vielfältige Ursachen haben. Bei der Fütterung mit Pellets beispielsweise können bis zu 76 % der Kohlenstoff- und Stickstoff-Komponenten aus dem Futter gelöst oder auch partikulär in die Umwelt geleitet werden (GOWEN *et al.* 1988). Eine Studie in Schottland ergab, daß sogar 85 % des Phosphors und 80 % des Stickstoffs aus dem Futter in die Umwelt gelangten (PHILLIPS & BEVERIDGE 1986). BERGHEIM *et al.* (1991) beschrieben einen Verlust in die Umwelt von 75 % für beide Komponenten. Der größte Anteil des Phosphors sedimentiert auf dem Meeresboden. Der größere Stickstoffanteil hingegen verbleibt in gelöster Form in der Wassersäule, hauptsächlich als Ammonium und Ammoniak. Dieser gelöste Anteil in der Wassersäule kann eine lokale Eutrophierung verursachen (abhängig von der Hydrographie des Ortes).

Die Abnahme des gelösten Sauerstoffs hat ebenfalls eine erhebliche Auswirkung auf die Wasserqualität (CROSS 1993). Dies ist nicht nur für die angrenzenden Naturressourcen von Bedeutung, sondern auch für die gezüchteten Lachse in dem System. Zur Sauerstoffzehrung kommt es zum einen durch die natürlichen Respirationsprozesse der gezüchteten Fische, zum anderen durch bakterielle Zersetzungsprozesse der organischen Fracht in der Wassersäule und am Meeresboden. Die Verringerung des Sauerstoffangebotes im Wasser stellt nach PEARSON & ROSENBERG (1978) die wichtigste Auswirkung auf den aquatischen Lebensraum durch eine organische Verschmutzung dar.

2.1.2 Auswirkungen auf den Meeresboden

Die Abfälle aus den Netzkäfigen (Futterpellets, Faeces und metabolische Produkte der Fische) können eine negative Wirkung auf die Umwelt haben. Organischer Kohlenstoff und Stickstoff sind die primären Komponenten des nicht gefressenen Futters (Pellets) und der Faeces. Beide Komponenten haben eine höhere Dichte als Wasser, sinken in der Wassersäule und verteilen und konzentrieren sich in verschiedenem Maße am Meeresboden. Die Größe und Form der Fläche dieser Verteilung hängt von den physikalisch-ozeanographischen Bedingungen, der Topographie des Gebietes, den Sinkgeschwindigkeiten der Partikel sowie dem Aufkommen an organischen Abfällen ab. Die Futterzusammensetzung und Verdaulichkeit sowie der Futterquotient sind von grundlegender Bedeutung für das Niveau an Ausscheidungsprodukten durch die Fischhaltung (ACKEFORS & ENELL 1994). Diese Faktoren legen die Freistellung von Nährstoffen (z.B. Phosphor und Stickstoff) und organischer Feststofffracht fest.

Die physikalischen und chemischen Änderungen, die durch die Ablagerung von organischen Abfällen auftreten, können auch Änderungen in der Artenzusammensetzung des Makrobenthos bewirken (BROWN *et al.* 1987; RITZ *et al.* 1989; WESTON 1990; GOWEN 1990). Große Akkumulationen auf dem Meeresboden können über die Abbauprozesse indirekt eine Toxizität verursachen. Kleine Ablagerungen dagegen können durch eine mäßige Anreicherung an organischen Komponenten die biologische Produktivität erhöhen. Diese beiden Extreme werden einen biologischen Gradienten aufbauen, der bei PEARSON & ROSENBERG (1978) als Strukturänderung der benthischen Gemeinschaft (verursacht durch die organische Verschmutzung aus verschiedenen Quellen) beschrieben wurde.

Wenn die natürliche Abbaukapazität (durch Oxidation, bakterielle Zersetzung, Aufnahme von partizipierenden Organismen etc.) überschritten wird, kommt es zu Ablage-

rungen. Akkumulation von organischem Material verursacht sowohl physikalische als auch chemische Veränderungen in der benthischen Umwelt. Hauptsächlich unter den Netzkäfiganlagen können die Zersetzungsprozesse der organischen Stoffe von aerobisch zu anaerobisch wechseln. Als Ergebnis entstehen reduzierende Sedimente. Die Degradationsprozesse der organischen Belastung beginnen mit einer aerobischen Oxidation, der eine Reihe von Reduktionsprozessen (wie Nitrat-Reduktion, Sulfat-Reduktion, Fermentation und Methanogenese) folgen. Einer der dominanten anaerobischen Prozesse ist die Sulfat-Reduktion, für die z.B. das Bacterium *Desulfovibrio* verantwortlich ist (FENCHEL & RIEDL 1970; JØRGENSEN & FENCHEL 1974). Sobald das Sulfat verbraucht ist, treten methanproduzierende Bakterien auf. Solche Prozesse treten nur in sehr stark verschmutzten Gebieten auf; Sulfat-Reduktion ist die Regel. Als Ergebnis treten die Gase Methan (70 %), CO₂ (28 %) und ein kleiner Anteil (2 %) an toxischem H₂S aus (PHILLIPS & BEVERIDGE 1986; SAMUELSEN *et al.* 1988). Das H₂S wird in den Methangasblasen eingeschlossen und an die Wasseroberfläche transportiert. Das Auftreten von Schwefelwasserstoff in einigen marinen Käfiganlagen wurde mit Appetitmangel, Kiemenschäden und erhöhter Sterblichkeit der Fische in Verbindung gebracht (BRAATEN *et al.* 1983).

Dort, wo die anaerobe Sedimentschicht die Sediment-Wasser-Grenze erreicht, findet man kein Makrobenthos. Die charakteristische schwarze Farbe (FeS) dieser Sedimente kann mit extensiven Kolonien des Bacteriums *Beggiatoa spp.* auf der Sedimentoberfläche bewachsen sein.

Obwohl die partikulären Ausscheidungsprodukte je nach ortsspezifischen physikalisch-ozeanographischen Bedingungen verdriftet werden, ist eine signifikante Änderung am Meeresboden auf 10 bis 30 m außerhalb der Käfiganlage (PERSSON 1991; CROSS 1993) begrenzt. GOWEN (1990) berichtet von lokalen Änderungen in einer Entfernung von 30 bis 40 m von der Anlage. WESTON (1990) beobachtete Änderungen in der Makrofauna in bis zu 100 m Entfernung. Bei Anlagen, die über mehrere Jahre in Betrieb waren, wurden *Beggiatoa*-Flächen auf dem Meereshoden gesichtet, die etwa 10 bis 15 m über das Gebiet der Anlage hinausreichten (WOODWARD 1989). Die mittlere Entfernung einer Beeinträchtigung des Meeresbodens wurde über die Diskontinuität des Redox-potentials (die Grenze, an der oxidierende Prozesse von reduzierenden Prozessen übernommen werden (FENCHEL & RIEDL 1970)) ermittelt und entsprach einer Entfernung von 25 m. Das Sulfid-oxidierende Bacterium *Beggiatoa spp.* ist ein "gradient"-Organismus, und sein Auftreten als weiße Filamentmatten auf der Oberfläche des Meeresbodens weist darauf hin, daß freies Sulfid die Sediment-Wasser-Grenzschicht erreicht hat (JØRGENSEN & FENCHEL 1974). *Beggiatoa spp.* ist ein Indikator für den Übergang

zwischen aerobischen und anaerobischen Reaktionen. Anaerobe Flächen sind jedoch nicht grundsätzlich durch dieses Bakterium besiedelt. In den Sedimenten ist außerhalb der anaerobischen Fläche immer noch eine Auswirkung in Form aerobischer Abbauprozesse zu beobachten. Die Größe solcher Umweltauswirkungen in diesen Gebieten steht in direkter Relation zu der Größe der Anlage (Abfalleintrag) und der gebietspezifischen physikalisch-chemischen Dynamik, die für einen unterschiedlichen Abbau dieser Abfälle sorgt.

2.2 Zur Wachstumsleistung von Salmoniden

In seinem Buch "Salmon Farming Handbook" behauptet SEDGWICK (1982), daß die Aussetzung gezüchteter Salmoniden in Fließgewässer eine nachteilige Wirkung auf die Wachstumsleistung der Fische hat. Diese traditionelle Ansicht wurde durch experimentelle Versuche an Arten der drei Gattungen *Salmo*, *Salvelinus* und *Oncorhynchus* und durch Beobachtungen in der Praxis widerlegt. Heute gibt es deutliche Hinweise darauf, daß juvenile Salmoniden, die in Fließgewässern gehalten werden, eine bessere Wachstumsrate besitzen als Tiere, die in stehenden Gewässern aufgezogen werden (DAVISON & GOLDSPINK 1977; GREER WALKER & EMERSON 1978; KUIPERS 1982; NAHHAS *et al.* 1982; DAVIE *et al.* 1986; LEON 1986; HOULIHAN & LAURENT 1987; TOTLAND *et al.* 1987; CHRISTIANSEN *et al.* 1989; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; CRISTIANSEN *et al.* 1992). Es sind nur wenige Untersuchungen mit sub-adulten und adulten Lachsen durchgeführt worden, aber auch bei Fischen dieser Größe zeigte sich die gleiche Tendenz (TOTLAND *et al.* 1987; KUIPERS 1982).

Wenn juvenile Salmoniden in Fließgewässern mit Strömungsgeschwindigkeiten äquivalent zu Schwimgeschwindigkeiten von etwa 0.75-1.5 Körperlängen pro Sekunde (KL s^{-1}) aufgezogen werden, wachsen sie schneller und nutzen das Futter effizienter als deren Artgenossen, die in stehenden Gewässern gehalten werden (JOBLING *et al.* 1993 b).

Salmoniden in Fließgewässern richten sich zur Strömung aus und halten ihre Stellung, indem sie gegen die Wasserströmung schwimmen. Sie zeigen ein synchronisiertes Verhalten und bilden Schwärme (LEON 1986; EAST & MAGNAN 1987; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; CHRISTIANSEN *et al.* 1991). Der Energieverbrauch dieser Aktivität nimmt exponentiell mit der Erhöhung der Schwimgeschwindigkeit zu (WHITE & LI 1985; BEAMISH *et al.* 1989). Fische, die über einen längeren Zeitraum schwimmen, haben Sauerstoffverbrauchsraten, die vier- bis siebenmal höher sind als die der Fische

ohne Aktivität (BRETT 1965; RAO 1971; BRETT & GLASS 1973; JOHNSTON *et al.* 1991). Der Sauerstoffverbrauch von Fischen mit hohen Schwimmgeschwindigkeiten kann bis zum fünfzehnfachen der Ruhephase betragen (BRETT 1972; BEAMISH 1978). Unregelmäßige spontane Aktivitäten (Agressivität, Freßverhalten usw.) erfordern fünf- bis zehnmal mehr Energie als ein konstantes Schwimmen gegen die Wasserströmung (WEBB 1971; BOISCLAIR & TANG 1993). Weiterhin kann die Abnahme der benötigten Energie beim Wechsel von aktiver zu passiver Kiemenventilation bei schwimmenden Fischen vorteilhaft sein (STEFFENSEN 1985). Das bessere Wachstum bei "trainierten"¹ Fischen wurde von HOULIHAN & LAURENT (1987) mit einer verbesserten Umsetzung von Eiweiß erklärt. Der gesamte Energieverbrauch von Fischen, die über einen längeren Zeitraum mit mäßigen Geschwindigkeiten schwimmen, ist nur geringfügig niedriger als der von Fischen, die hohe Spontanaktivitäten in unregelmäßigen Abständen zeigen (CHRISTIANSEN *et al.* 1991).

Die vermehrte Bewegung der Fische erhöht ihren Appetit, so daß das dauerhafte Schwimmen eine Erhöhung der Nahrungsaufnahme bewirkt und deswegen auch ein besseres Wachstum hervorruft (LEON 1986; TOTLAND *et al.* 1987; JØRGENSEN & JOBLING 1993). In den Untersuchungen von CHRISTIANSEN & JOBLING (1990) hingegen, wo die Fische bis zur Sättigung gefüttert wurden, ergaben sich keine signifikanten Erhöhungen des Appetits. Ferner wurde von LEON (1986) festgestellt, daß erhöhte Gewichtszunahmen bei "trainierten" nicht aber bei "untrainierten"² Fischen auftreten, wenn beide Gruppen mit begrenzter Nahrungsaufnahme aufgezogen wurden. Daher kann ein verbessertes Wachstum, das mit dem dauerhaften Schwimmen verbunden ist, nicht allein auf erhöhte Nahrungsaufnahme zurückgeführt werden.

Unabhängig davon, ob die Fische bis zur Sättigung gefüttert werden oder ein begrenztes Nahrungsangebot bekommen, wird das erhöhte Wachstum bei den dauerhaft schwimmenden Fischen von einer Verbesserung der Futtermittelverwertungseffizienz (FVE) (Gewichtszunahme pro Gewichtseinheit konsumierten Futters) begleitet.

Es gibt mehrere Untersuchungen, die das Wachstum der Salmoniden in strömenden Gewässern behandelt haben, aber nur wenige, in denen die Auswirkungen von verschiedenen Schwimmgeschwindigkeiten im Detail untersucht wurden (DAVISON & GOLDSPIK 1977; KUIPERS 1982; NAHHAS *et al.* 1982; EAST & MAGNAN 1987; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; JØRGENSEN & JOBLING 1993). Die meisten dieser

¹ Als "trainierte" Fische werden solche bezeichnet, die in Aquakulturanlagen daran gewöhnt wurden, aktiv in strömendem Wasser zu schwimmen.

² Als "untrainierte" Fische werden solche bezeichnet, die in Aquakulturbetrieben in nahezu stehendem Gewässer gehalten werden.

Untersuchungen wurden an juvenilen Salmoniden vorgenommen. Die maximale Gewichtszunahme und die beste Futterkonversion wurde bei Fischen erzielt, die einer Wasserströmung ausgesetzt waren, die einer Schwimmggeschwindigkeit von 1-2 Körperlängen pro Sekunde entsprach (DAVISON & GOLDSPIK 1977; KUIPERS 1982; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; JØRGENSEN & JOBLING 1993).

Fischzüchter fordern ein schnelles Wachstum der Fische, eine effiziente Nutzung des Futters und eine gleichmäßige Größe der Fische am Ende der Mastperiode. Durch das kontinuierliche Schwimmen der Fische bei mäßigen Geschwindigkeiten können sowohl eine erhöhte Wachstumsrate als auch eine bessere FVE erreicht werden. Es gibt außerdem Hinweise, daß Fischgruppen, die Wasserströmungen ausgesetzt sind, gleichmäßiger ausfallen als Gruppen, die in stehendem Wasser gehalten wurden (CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; CHRISTIANSEN *et al.* 1991; EAST & MAGNAN 1987; HOULIHAN & LAURENT 1987; JØRGENSEN & JOBLING 1993).

Bei juvenilen Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus* L.) war die Variabilität der Futteraufnahme zwischen den Fischen einer Gruppe, die einer mäßigen Wasserströmung ausgesetzt war, geringer als bei Fischen, die im stehenden Wasser aufgezogen wurden. Dieses spiegelte sich in einer homogenen Wachstumsrate der "trainierten" Fische, die bei einer geringen Besatzdichte (12 kg m^{-3}) gehalten wurden, wider (CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; CHRISTIANSEN *et al.* 1992). Wenn die Seesaiblinge bei hohen Besatzdichten (22 und 47 kg m^{-3}) gehalten wurden, konnte kein deutlicher Unterschied zwischen den "trainierten" und "untrainierten" Fischen festgestellt werden, weder bei der Verteilung der Futteraufnahme noch bei der Homogenität der Wachstumsraten. Es wird angenommen (BROWN *et al.* 1992; JØRGENSEN *et al.* 1993), daß die hohe Besatzdichte ein besseres Wachstum durch positive Einflüsse auf das Sozialverhalten hervorruft.

Die wiederholte Messung der Futteraufnahme bei einzelnen Fischen ermöglicht eine Verfolgung der inter- und intraindividuellen Variabilität. Möglicherweise können indirekte Aussagen Informationen zur sozialen Umgebung innerhalb einer Fischgruppe in bezug auf Freßhierarchie vermitteln (CARTER *et al.* 1992; MCCARTHY *et al.* 1992). Hierbei wird angenommen, daß die dominanten Fische einen bevorzugten Zugang zu den Futterressourcen und deswegen höhere Freßraten haben als untergeordnete Fische. Dies wurde sowohl bei kleinen als auch bei größeren Fischgruppen beobachtet (ABBOTT & DILL 1989; THORPE *et al.* 1990, 1992; GOTCEITAS & GODIN 1992; GRANT & KRAMER 1992; METCALFE *et al.* 1992).

Der Atlantische Lachs zeigt eine geringe interindividuelle Variation bei Futteraufnahme und Wachstum, wenn er einer mäßigen Wasserströmung ausgesetzt wird (JØRGENSEN & JOBLING 1993). Dies bestätigen Beobachtungen an Fischen, die in Fließgewässern aufgezogen wurden. Sie zeigten weniger Aggressivität und weniger Flossenbeschädigungen als Fische, die in stehenden Gewässern aufwuchsen (EAST & MAGNAN 1987; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; JØRGENSEN & JOBLING 1993). Bezüglich der Lachse sind diese Zusammenhänge jedoch noch nicht ganz geklärt. Freßhierarchien wurden zwar beobachtet, scheinen aber schwach ausgeprägt zu sein und spielen möglicherweise keine wichtige Rolle in den Raten der Futteraufnahme und beim Wachstum der einzelnen Fische. Deutliches Aggressionsverhalten wurde eher bei kleineren als bei großen Salmoniden beobachtet (STOREBAKKEN & AUSTRENG 1987a, 1987b), wenn ein begrenztes Nahrungsangebot zur Verfügung stand.

Die Faktoren, die den stärksten Einfluß auf das Wachstum der Salmoniden haben, sind Fischgröße, Wassertemperatur und Photoperiode (BRETT 1979; PEREIRA & ADELMAN 1985). FORSBERG (1995) zeigte, daß das Wachstum eher mit jahreszeitlichen Änderungen der Photoperiode als mit der Wassertemperatur zusammenhängt. Dieses Phänomen wurde ebenfalls bei der Bachforelle *Salmo trutta* (SWIFT 1955) und beim Atlantischen Lachs in Netzkäfigen (SMITH *et al.* 1993) beobachtet. Ausgedehnte Photoperioden oder ständige Beleuchtung verbessern das Wachstum von Juvenilen (SAUNDERS *et al.* 1985; VILLARREAL *et al.* 1988; STEFANSSON *et al.* 1990) und Post-smolts (KRÅKENES *et al.* 1991; HANSEN *et al.* 1992). Die Wachstumsrate von Fischen, die von Oktober bis Juli ständig dem Licht ausgesetzt wurden, war im Dezember bis März etwa doppelt so groß wie die von Fischen, die unter normalem Tageslicht aufwuchsen (HANSEN *et al.* 1992). Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen von FORSBERG (1995) überein.

2.3 Modellrechnungen zur Dispersion von partikulärer Substanz (Faeces und Futterreste)

Die Auswirkungen der Aquakultur auf die Umwelt werden sowohl zeitlich als auch räumlich betrachtet. Einige Auswirkungen beschränken sich auf einen einzelnen Netzkäfig oder Tank, während sich andere auf den gesamten Wasserkörper beziehen können.

Die Erstellung von Modellen ist bei der Interaktion zwischen Aquakultur und Umwelt als Werkzeug für das Management der Ressourcen sehr wichtig (ROSENTHAL *et al.* 1988). Die Modelle können in mehrere Gruppen eingeteilt werden:

- Physiologische Modelle zur Berechnung des Wachstums der Fische und der Menge an Ausscheidungsprodukten (gelöst und partikulär) sowie des Sauerstoffverbrauchs unter Berücksichtigung der Futtermittelaufnahme und Futterzusammensetzung, Fischgröße, Biomasse und Temperatur des Wassers;
- Sedimentationsmodelle zur Berechnung der Dispersion und Sedimentationsraten der partikulären Feststofffracht (Futtermittelverluste und Faeces) auf den Meeresboden in Bezug auf Anlagenfläche, Wasserströmungen und Strömungsrichtungen sowie Tiefe unter der Anlage. Ein solches Modell wird in dieser Arbeit behandelt und erheblich erweitert;
- Wasserqualitätsmodelle zur Berechnung des Verbleibs von gelösten und schwebenden Feststoffen einer Anlage. Diese Modelle berechnen die Konzentration an Sauerstoff und gelösten Ausscheidungsprodukten (z.B. NH_4) im Umfeld einer Anlage (anlagenspezifisch) oder einer ganzen Bucht (großräumig);
- Sedimentmodelle zur Berechnung der Akkumulation und des Abbaus von organischen Stoffen, die die benthische Fauna belasten.

Diese Einzelmodelle können zusammengefaßt und mit einer bedienerfreundlichen graphischen Benutzeroberfläche am PC als Werkzeug für das Management einer Aquakulturanlage verwendet werden.

Der Zweck solcher Modelle besteht darin, ökologische Änderungen bei der Entwicklung eines Aquakulturbetriebes zu erfassen und gegebenenfalls zu steuern. Außerdem sollen die Modelle eine nachhaltige Entwicklung der Aquakulturaktivität an einem bestimmten Ort ermöglichen. Um eine detaillierte Vorhersage der Auswirkungen einer Netzkäfiganlage machen zu können, müssen diese Modelle ortsspezifisch angepaßt sein.

Um die Auswirkungen der Ablagerung der organischen Stoffwechselprodukte auf das benthische Ökosystem zu verstehen, wurden zwei Annäherungen gemacht:

- Erste Annäherungen zur Standortauswahl, z.B. HÅKANSON *et al.* (1986), untersuchten physikalisch-geomorphologische Eigenschaften der Küstenlinie, um Erosions- oder Akkumulationsgebiete zu identifizieren. Solche Evaluierungen gehen von topographischen Merkmalen in einer regionalen Skala von mehreren Kilometern (HÅKANSON *et al.* 1988) aus;
- Entwicklung von numerischen Sedimentationsmodellen zur Berechnung der Dispersion und Sedimentationsraten von partikulären Ausscheidungsprodukten bei Verwendung allgemeiner Informationen über Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeiten (HAGINO 1977; SILVERT 1992). Die Weiterentwicklung basiert auf einer an-

lagespezifischen mittleren Wassertiefe sowie vor Ort empirisch ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen, die stündlich gemittelt werden (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN *et al.* 1988, 1989). Darüber hinaus werden zwei Sedimentationsgeschwindigkeiten (Pellets, Faeces) verwendet. FOX (1990) berücksichtigt außerdem Änderungen in der Bodentiefe, verschiedene Partikelgrößen und den Abbau von sedimentiertem Kohlenstoff. Dieses Modell rechnet jedoch in acht 45°-Einteilungen und jeweils einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Sedimentationsmodell dient zur ortsspezifischen Vorhersage der Dispersion und Ablagerungsrate von organischen partikulären Stoffwechselprodukten (der gezüchteten Lachse) auf den Meeresboden im Umfeld einer Anlage. Das Modell kann als Werkzeug benutzt werden, um Standorte auszuwählen und die Verankerung von Teilanlagen (Flotillen) in einer Anlage zu optimieren. Bevor eine Anlage an einem bestimmten Ort verankert wird, ist es mit Hilfe des Modells möglich, die Ausdehnung und Richtung der organischen Fracht zu simulieren, um festzustellen, ob z.B. ein nahegelegenes Muschelbett oder andere biologisch interessante Habitate beeinträchtigt würden. Außerdem kann das Modell zur sinnvollen und gezielten Auswahl der Stationspositionen für Sedimentkernproben im Umfeld einer Anlage genutzt werden. Zusätzlich liefert es Informationen zur Umweltbelastung, die von Umweltbehörden genutzt werden können.

In dieser Arbeit sollen die Unterschiede zwischen dem konventionellen Modell (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN *et al.* 1988, 1989) und dem weiterentwickelten modifizierten Modell geschildert und die Bedeutung der verschiedenen Modifikation erläutert werden.

3 Material und Methoden

3.1 Anlagenbeschreibung

3.1.1 Geographische Lage und Standortwahl

Zwei kommerzielle Anlagen für die Lachszucht, die für chilenische Betriebe im Hinblick auf Größe, Aufbau und Entwicklung repräsentativ sind, wurden für die vorliegende Untersuchung ausgewählt. Sie befinden sich in der X. Region Chiles, und liegen geschützt auf der östlichen Seite der Insel Chiloé (Abb. 1). Seit Oktober 1988 werden dort atlantische Lachse (*Salmo salar* Linnaeus 1758) zur Marktgröße aufgezogen, wobei etwa 900 Tonnen innerhalb eines Zyklus (21 Monate) produziert werden. Beide Anlagen wurden nach folgenden Kriterien ausgesucht:

- die Anlagen müssen sich in Gebieten befinden, die für die chilenische Lachszucht von der Topographie und Hydrographie her repräsentativ sind;
- die Anlagen müssen mindestens drei Jahre kontinuierlich im Betrieb gewesen sein, damit sich die beobachteten Auswirkungen auf die Bodensedimente stabilisiert haben;
- der Besatz der Anlagen mit Fischen sollte etwa zur gleichen Zeit im Jahr erfolgen, damit der Produktionszyklus der Standorte vergleichbar ist;
- die ausgewählten Anlagen sollen eine vergleichbare Bestandsbiomasse aufweisen, um ihre Auswirkungen auf die unmittelbare Umwelt vergleichen zu können;
- die Produktionskapazität muß auf einem für chilenische Bedingungen typischen Niveau liegen (etwa zwischen 800 und 1 000 Tonnen je Produktionszyklus);
- die Wasserqualität für die Mast von Salmoniden sollte in beiden Anlagen so hoch sein, daß die Einflüsse auf Sterblichkeit oder Wachstum vernachlässigt werden können;
- die ausgewählten Standorte müssen Unterschiede in den ozeanographischen und hydrodynamischen Bedingungen aufweisen, (z.B. Strömungsmuster und Tiefenprofil), sich aber in einem ökologisch weitgehend vergleichbaren System befinden;
- aus logistischen Gründen dürfen die ausgesuchten Standorte nicht zu weit voneinander entfernt liegen, um eine intensive Probennahme und zeitweise eine kontinuierliche Datenerfassung verwirklichen zu können;
- die Anlagen sollen von demselben Unternehmen betrieben werden, damit ein weitgehend einheitliches Management und Anlagen-Design sowie gleiche Futtermittelquellen und ein vergleichbarer Fischbesatz für beide Standorte gewährleistet sind.

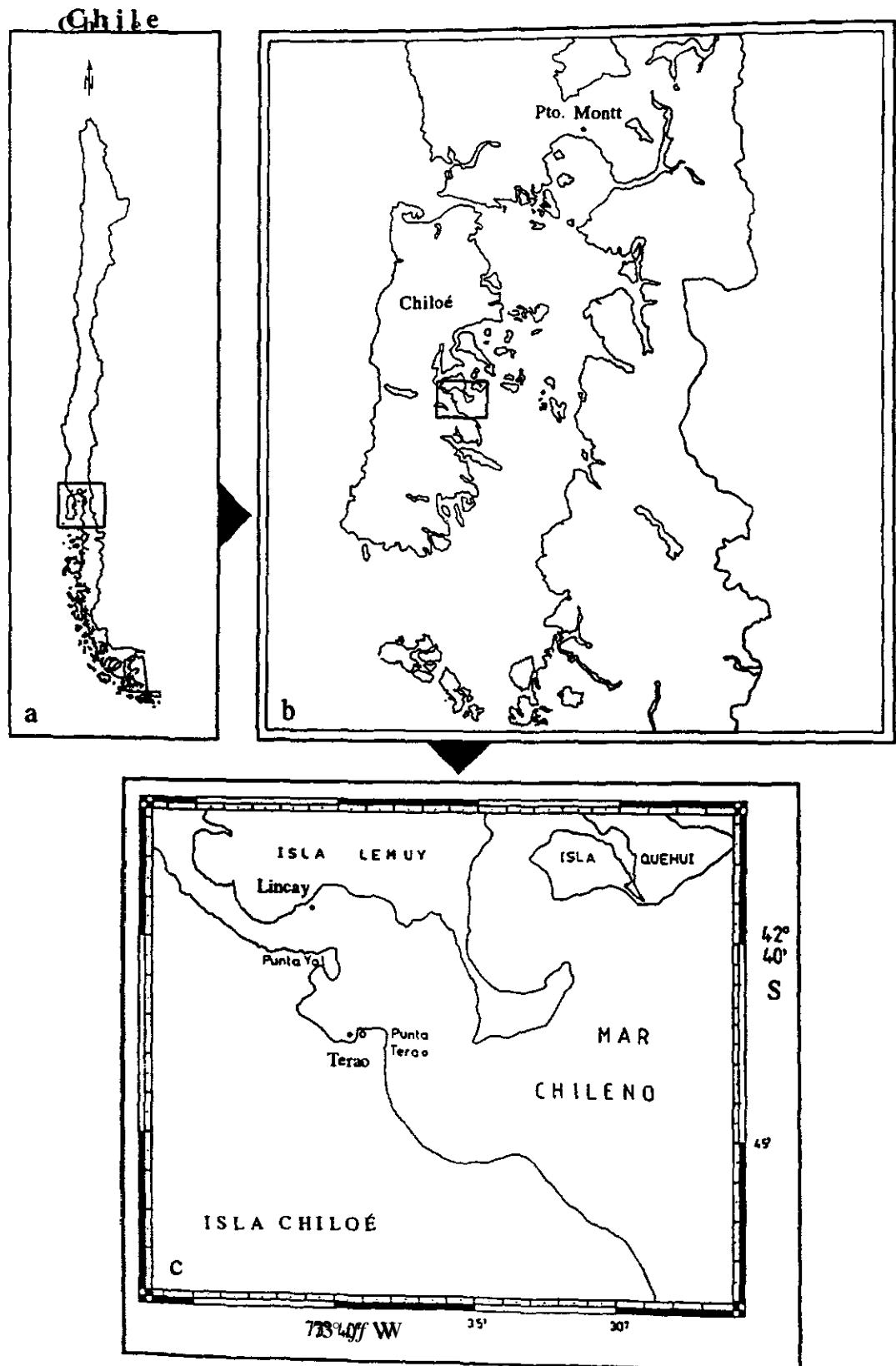


Abb. 1. Lage der Insel Chiloé (a) im Süden Chiles sowie die Lage des Untersuchungsgebietes auf der geschilderten Insel (b). Die untersuchten Anlagen (c) liegen im Yal-Durchbruch zwischen Chiloé und Lemuy.

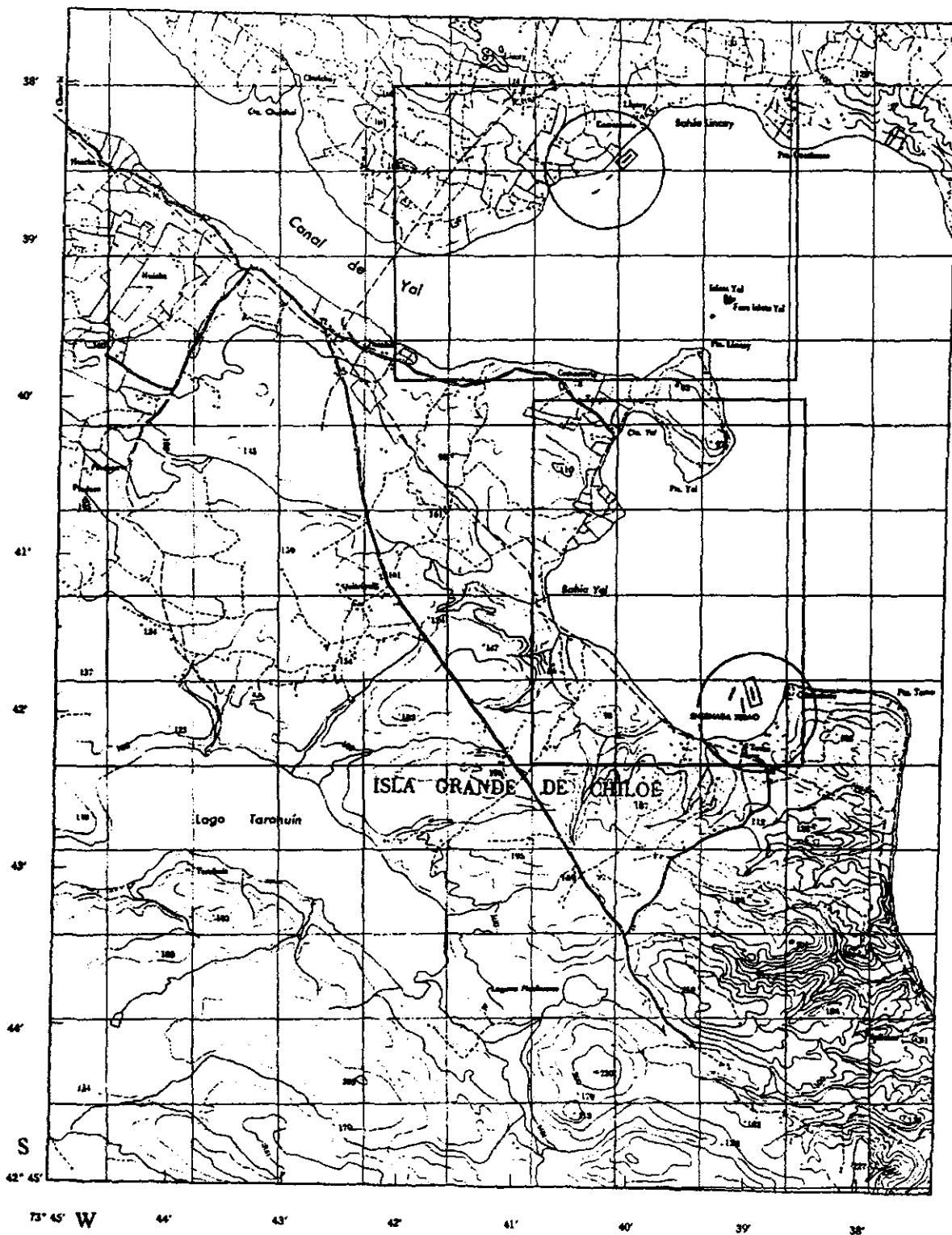


Abb. 2: Kartenausschnitt des Untersuchungsgebietes (Kantenlänge des Gitternetzes = 1 km). Die Quadrate schlieren die Gebiete der bodentopographischen Aufnahme für jede Anlage an. Die Kreise bezeichnen das Umfeld der Käfigpflanzen. Die Teilungen, die für die Modellsimulationen genutzt wurden, sind durch ein Rechteck markiert, das gleichzeitig die Größe des Simulationsfeldes widerspiegelt (s. Abb. 1f).

Es wird damit unterstellt, daß eventuelle Wachstumsunterschiede der Lachse auf Umweltfaktoren an den Standorten zurückzuführen sind und nicht auf spezifische Unterschiede in den Anlagenbetrieben beruhen;

- in den Anlagen sollen sich Lachse marktfähiger Größen befinden (hohe Biomasse), um die maximalen Belastungen, die auf die Umwelt im Laufe eines Produktionszyklus entstehen können, während des relativ kurzen Untersuchungszeitraums (5 Monate) zu erfassen.

Unter Berücksichtigung der genannten Auswahlbedingungen wurden die Anlage Lincay auf Grund der hohen tidenbedingten Strömungsgeschwindigkeiten (Tidenhub 5-6 m) und Terao auf Grund der relativ geschützten Lage mit vergleichsweise geringen Strömungsgeschwindigkeiten für die Untersuchungen ausgewählt.

3.1.1.1 Anlage Lincay

Die Anlage Lincay (42°38'35" S, 73°40'22" W nach der geographischen Karte "Isla Lemuy Nr. 4 230-7 330" vom Instituto geográfico militar de Chile) befindet sich im Yal-Kanal südlich der Insel Lemuy (Abb. 2 und 3). Die Wasserfläche der genehmigten Anlage beträgt 33 Hektar. Sie befindet sich in einem langgestreckten Kanal und ist aufgrund des Tidenhubs einer stark gerichteten hohen Strömungsgeschwindigkeit ausgesetzt. Darüberhinaus liegt sie sehr windgeschützt und wird nur selten von stärkeren Südost-Winden beeinflusst.

Die Anlage Lincay besteht aus drei Teilanlagen (sogenannten Flotillen): Anlagenkomponente I belegt eine Gesamtfläche von 3 472 m² (124 x 28 m) mit 18 Käfigen und einer Ausrichtung der Längsachse der parallelen Käfigketten auf 57° NO. Diese Teilanlage ist über einer mittleren Tiefe von 27 m verankert (Maximaltiefe 29 m, Minimaltiefe 25 m). Teilanlage II nimmt eine Gesamtfläche von 1 484 m² (53 x 28 m) ein, umfaßt acht Käfige und ist mit der Längsachse auf 64° NO ausgerichtet. Diese Teilanlage ist über einer mittleren Tiefe von 32 m verankert, wobei die Bodentopographie ein Tiefenmaximum von 35 m und ein Minimum von 29 m aufweist. Teilanlage III bedeckt eine Gesamtfläche von 1 960 m² (70 x 28 m) und umfaßt zehn Käfige, wobei die Längsachse der Flotille auf 67° NO ausgerichtet ist. Teilanlage III ist über einer mittleren Tiefe von 42.5 m verankert, wobei die Bodentopographie im Umfeld ein Tiefenmaximum von 45 m und ein Minimum von 40 m aufweist.

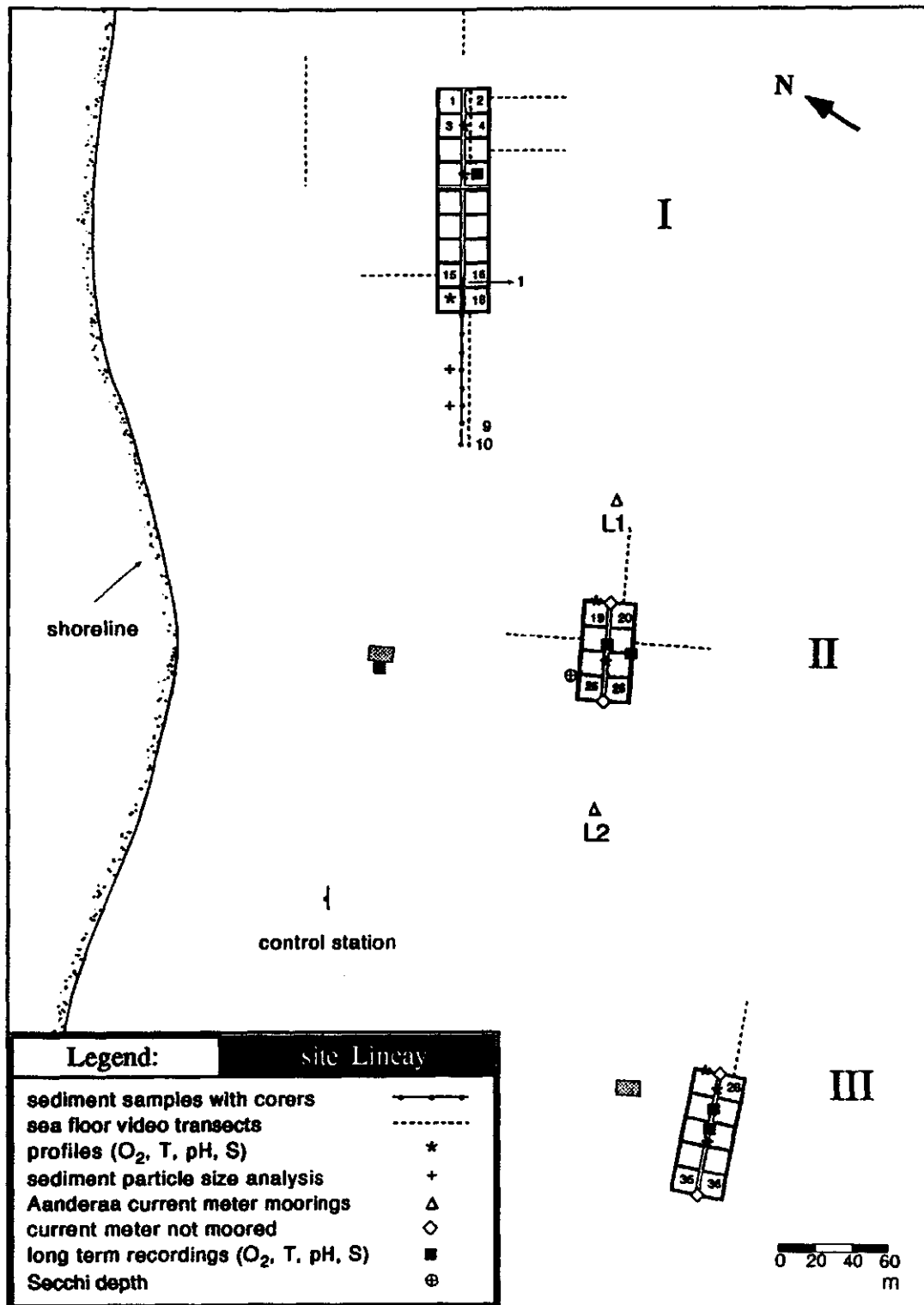


Abb. 3: Zuchtanlage im Lincay-Gebiet. Anordnung und Ausrichtung der Käfiggruppen sowie Lage des Stationsnetzes der Untersuchungen. I-III = Teilanlagen; "L1" und "L2" = Positionen der fest verankerten Aanderaa-Strömungsmesser. Die Numerierung der Käfige erfolgte systematisch, die Zählrichtung ist durch die Zahlen in den jeweiligen Eckblöcken gekennzeichnet. Punktierte Kleinquadrate = Flöße mit Futter- und Materiallager. Andere Symbole siehe Legende.

3.1.1.2 Anlage Terao

Die Anlage Terao ($42^{\circ}42'01''$ S, $73^{\circ}39'02''$ W nach der geographischen Karte "Isla Lemuy Nr. 4 230-7 330" vom Instituto geográfico militar de Chile) befindet sich in der Bucht Terao (Abb. 2 und 4). Die Wasserfläche der genehmigten Anlage beträgt 41 Hektar. Der Anlagenbetrieb befindet sich in einer Bucht, die keine stark gerichteten Strömungen aufweist. Die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten sind im Vergleich zum Standort Lincay erheblich geringer. Nur im nördlichen Teil ist die Anlage besonders windexponiert.

Die Anlage Terao besteht aus zwei Teilanlagen, die für Produktionszwecke bestimmt sind: Teilanlage I belegt eine Gesamtfläche von $2\,940\text{ m}^2$ ($105 \times 28\text{ m}$) und umfaßt 16 einzelne Käfige, die in Doppelreihe angeordnet und mit der Längsachse auf 14° NO ausgerichtet sind. Diese Teilanlage ist über einer mittleren Tiefe von 29 m verankert. Die Bodentopographie unter und um die Teilanlage zeigt Tiefenvariationen zwischen 31 m und 27 m. Teilanlage II belegt auch eine Gesamtfläche von $2\,940\text{ m}^2$ ($105 \times 28\text{ m}$). Die Flotille umfaßt ebenfalls 16 Käfige (doppelreihig angeordnet) die in der Längsachse auf 353° NW ausgerichtet sind. Teilanlage II ist über einer mittleren Tiefe von 27.5 m verankert (Maximaltiefe 30 m, Minimaltiefe 25 m). An diesem Standort ist zusätzlich noch eine kleinere Futtersuchsanlage mit einer Gesamtfläche von $2\,044\text{ m}^2$ ($146 \times 14\text{ m}$) installiert; 40 Kleinkäfige sind zu einer langen Flotille vereinigt, die mit ihrer Längsachse auf 345° NW ausgerichtet sind. Diese Einheit ist nicht in die vorliegenden Untersuchungen einbezogen worden.

3.1.2 Auslegung der Produktionsanlagen

Beide Anlagen bestehen aus Rechteckkäfigen, die in Blöcken zu Teilanlagen zusammengefaßt sind. Jeweils acht Pontons aus galvanisiertem Metall (vier T-Stücke und vier gerade Stücke) sind so miteinander verbunden, daß sie ein Viereck bilden und den Träger für jeweils einen Käfig darstellen. Diese Form erlaubt es, die Käfige in einer Reihe anzuordnen und zu einer größeren Einheit zusammenzufassen. Zwei solcher Reihen werden dann zu einer Teilanlage verbunden (Abb. 5). Diese Konstruktion kann dem Wellengang noch gut folgen, so daß unter den teilweise recht geschützten Standortbedingungen keine Beschädigungen durch Stürme auftreten. Die Pontons werden von Polyäthylen-Schwimmkörpern ($80 \times 110 \times 70\text{ cm}$) gehalten, die mit Styropor gefüllt sind. Ein Käfig wird von insgesamt 16 Schwimmkörpern getragen. Die Pontons sind begehrbar, haben eine Breite von 1 m und ragen ca. 40 cm über die Wasseroberfläche

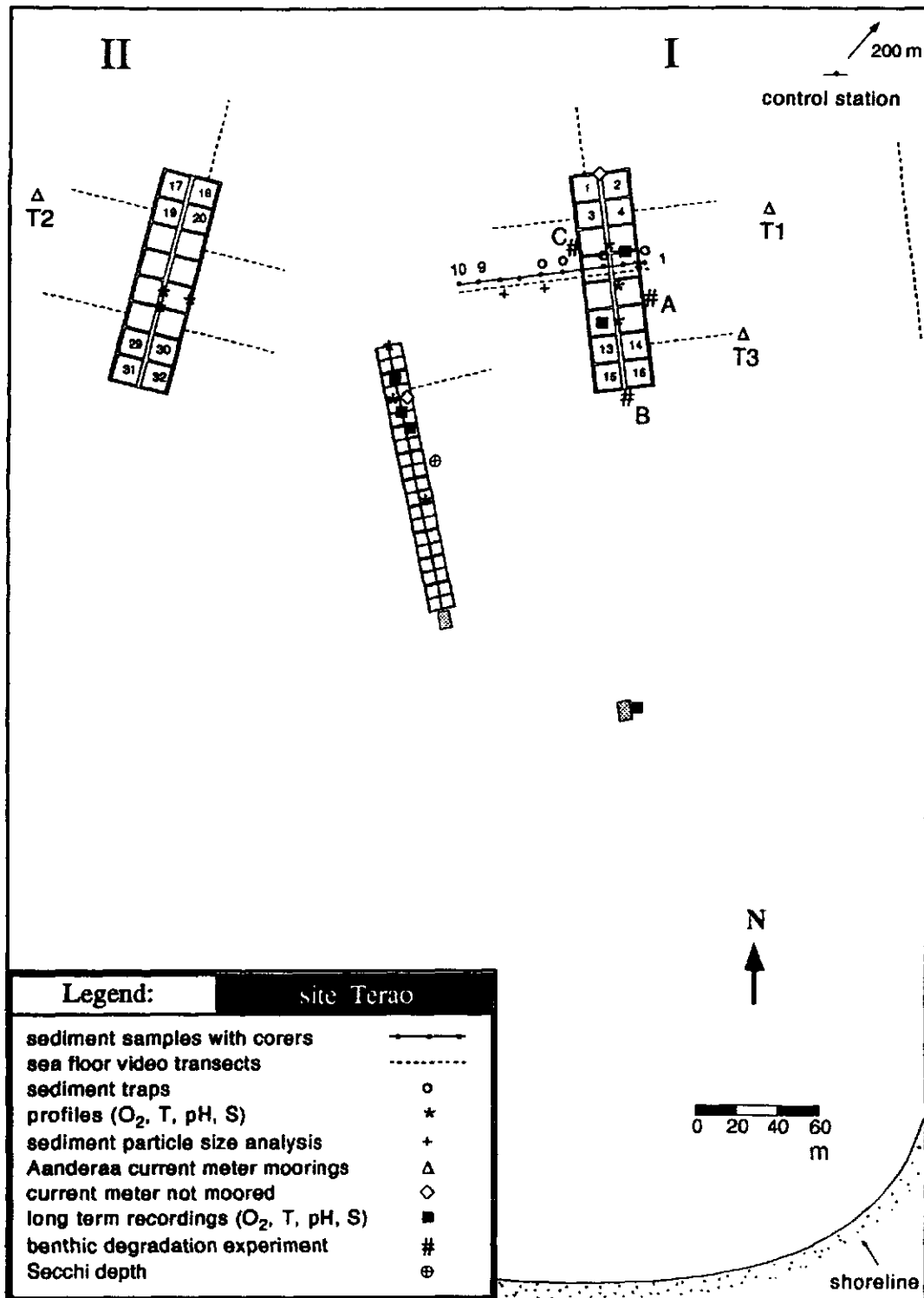


Abb. 4: Zuchtanlage im Terao-Gebiet. Anordnung und Ausrichtung der Käfiggruppen sowie Lage des Stationsnetzes der Untersuchungen. I und II = Teilanlagen; "T1"- "T3" = Positionen der fest verankerten Aanderaa-Strömungsmesser. Die langgestreckte Kleinkäfigbatterie repräsentiert eine Versuchsanlage, die lediglich als zusätzliche Meßstation für einige Referenzwerte genutzt wurde. Die Numerierung der Käfige erfolgte systematisch, die Zählrichtung ist durch die Zahlen in den jeweiligen Eckblöcken gekennzeichnet. Punktierte Kleinquadrate = Flöße mit Futter- und Materiallager. Andere Symbole siehe Legende.

hinaus. Die Netze werden von 16 Bügeln (Stangen, etwa 1 m hoch) getragen, die an der Innenseite der Pontons befestigt sind.

Die Käfige haben eine Kantenlänge von 11.4 x 11.4 m, und reichen unter Wasser in eine Tiefe bis 8 m, was einem nutzbaren Wasservolumen von etwa 1 039 m³ entspricht. Die Berechnungen der Besatzdichten (kg m⁻³) in dieser Arbeit beziehen sich auf diese Volumina. Etwa 1.2 m der Netzkanten ragen über die Wasseroberfläche hinaus. Diese sind an der Oberkante mit einem weiteren Netz (40 oder 100 mm Maschenweite) überspannt, um Vögel daran zu hindern, in das Netz einzudringen. Die Maschenweite der Fischnetze beträgt 20 mm (Maschenkante). An den unteren Ecken und Kanten des eingehängten Netzes wurden im Abstand von 2 m Gewichte zur Stabilisierung der Netzkonstruktion und der Ausrichtung der Käfigform auch bei seitlich einwirkenden Strömungen angebracht.

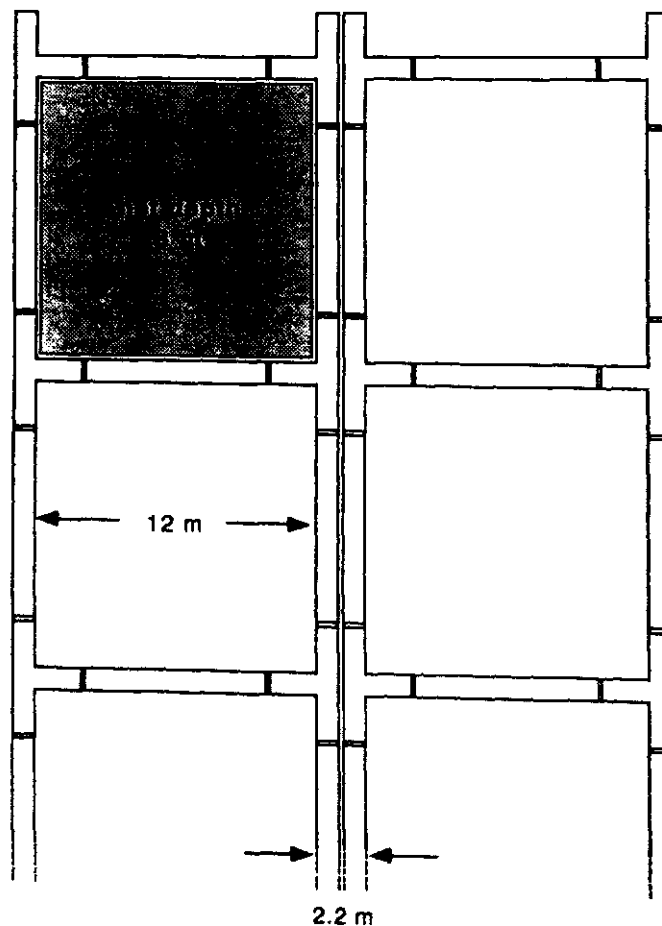


Abb. 5: Teilaufsicht auf eine Flotille (Teilanlage) mit den wichtigsten Abmessungen.

Jede Teilanlage ist von einem äußeren Netz (200 mm Maschenweite) umgeben, um Raubtiere wie Seelöwen abzuhalten. Dieses Netz reicht fast bis zum Meeresboden hinab.

Die Anlagen verfügen über schwimmende Versorgungsplattformen, auf denen in entsprechenden Aufbauten Futtermittel und Geräte gelagert werden. Mit Hilfe von Booten wird die Versorgung durchgeführt.

3.1.3 Verankerung und Orientierung der Käfiganlagen

Die Käfiganlagen waren mittels Ketten, starken Seilen und etwa 24 je zwei Tonnen schweren Betongewichten am Meeresboden verankert. Die geographische Ausrichtung, die Entfernung zum Land und die Entfernungen zwischen den einzelnen Teilanlagen der untersuchten Anlagen können den Abb. 3 und 4 entnommen werden.

3.2 Anlagenspezifische Informationen

Auf dem Anlagengelände sind Desinfektionswannen installiert, die vor und nach dem Betreten von allen Mitarbeitern benutzt werden müssen.

Je nach Bewuchs (*fouling*), werden die Netze der Käfige, alle zwei bis sechs Wochen (je nach Jahreszeit) gewechselt und mit einem Hochdruckreiniger (Wasserstrahl) auf einem nahegelegenen Floß oder am Ufer gesäubert. Dabei werden auch Beschädigungen des Netzes repariert. Damit wurde gewährleistet, daß der Wassertausch ungehindert war und die Untersuchungen nicht durch bewuchsbedingte reduzierte Wasseraustauschraten in den Käfigen beeinträchtigt wurden.

Die Fische wachsen in den Käfigen erheblich auseinander und müssen deswegen in gewissen Zeitabständen sortiert werden. Dies geschah von Hand nach Größenklassen, wobei diese in getrennte Käfige umgesetzt wurden. Hierbei wurde besonders darauf geachtet, die Grilse-Stadien (d.h. Atlantische Lachse, die im ersten Winter im Meerwasser geschlechtsreif werden) zu entnehmen.

Krankheitsausbrüche sind während des Untersuchungszeitraus nicht beobachtet worden und es ist unwahrscheinlich, das Antibiotika zum Einsatz gekommen sind (nicht wäh-

rend meiner Anwesenheit). Es ist daher davon auszugehen, daß das Untersuchungsmaterial für die Aussage über das Wachstum uneingeschränkt bewertet werden kann.

3.3 Herkunft der Besatzfische

Beide Anlagen wurden im Spätfrühjahr (November 1990) mit "smolt"-Stadien des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) besetzt. Die Tiere besaßen ein mittleres Lebendgewicht von 42.3 ± 6.14 g; ($n = 14\ 100$) und eine mittlere Totallänge von 15.3 ± 0.76 cm; ($n = 14\ 100$). Die mittlere Besatzdichte zu Beginn der Mastperiode betrug in den Käfigen 0.39 ± 0.084 kg m⁻³. Im Durchschnitt wurde jeder Käfig mit $9\ 100 \pm 403$ Fischen besetzt. Beim Besatz wurden für jeden Käfig die Fische gezählt. Der Anfangsbesatz (November 1990) innerhalb des Produktionszyklus betrug 271 556 Tiere bei der Anlage Lincay und 288 917 bei der Anlage Terao. Im März und April 1991 wurden die Fische in jedem Käfig erneut unter hohem Personalaufwand gezählt, um die genaue Anzahl festzustellen. Dies war wichtig, da von der Anzahl ausgehend die täglichen Futtermengen berechnet werden. Eine derartige Genauigkeit in der Bestimmung der jeweiligen Besatzzahlen gibt es für die Käfighaltung in anderen Ländern nicht, so daß sich die chilenischen Anlagen besonders gut für wissenschaftliche Arbeiten eignen.

Die "smolts" wurden für beide Anlagen von derselben Brutanlage produziert. Sie stammten aus insgesamt drei Rassen importierter Eier aus Schottland: Hb3W x Hb3W, Pool2W x Pool2W und Mix (Hb3W x Pool2W). W steht für Winter und bedeutet z.B., daß die Hb3W x Hb3W Brut aus Laichfischen stammen, die im dritten Winter im Meerwasser laichreif wurden. Die drei Rassen sehen äußerlich gleich aus. Die Aufzucht der Besatzfische fand im Rupanco See und Bahía Rincones statt. Das Besatzmaterial ist daher ebenfalls genau definiert, was die beiden untersuchten Anlagen in der vorliegenden Studie wiederum vergleichbar macht.

3.4 Futtermittel

Für die Fütterung wurde das von der Firma "Marine Harvest Chile S.A." (*Marine Feed*) hergestellte Lachsfutter verwendet. Je nach Fischgröße wurden unterschiedliche Pelletgrößen angeboten, von 2 mm über 2.5, 3.5, 5, 6, 8 und 10 mm für 3-6 kg schwere Lachse. Das Futter wurde per Lastwagen ca. 250 km bis zu den Anlagen und von dort per Schiff zu den schwimmenden Futterhäusern transportiert, wo es bis zum Verbrauch gelagert wurde.

3.4.1 Nährstoffanalyse des Fischfutters

Für die Sedimentationsmodellierung von Nährstoffkomponenten unter den Anlagen und für den Vergleich des Stoffumsatzes des verwendeten Futters, wurden die Pellets auf ihren Gehalt an Nährstoffen untersucht. Ferner sollte ihre Nährstoffzusammensetzung mit Futtermitteln anderer Hersteller verglichen werden. Sieben Pelletgrößen wurden in die Untersuchung einbezogen. Es wurden Wassergehalt, Rohprotein, Rohfett, Kohlenhydrate, Aschegehalt, Rohfaser, Calcium, Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff und Energiedichte bestimmt. Es wurden 7 Pelletgrößen (s.S. 30) untersucht.

Die Analysen des lokal verwendeten Futters wurden in Kiel in Zusammenarbeit mit dem Institut für Tierernährung und Stoffwechselphysiologie und dem Institut für Anorganische Chemie sowie teilweise am Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel durchgeführt.

3.4.1.1 Wassergehalt

Die Futtermittel wurden in einer Mühle zerkleinert, wobei Erwärmung und Kontakt mit der Außenluft weitgehend vermieden wurden. 5 g des zerkleinerten Fischfutters wurden auf 1 mg genau in ein luftdicht abschließendes Gefäß eingewogen, dessen Gewicht zuvor auf 0.5 mg genau ermittelt worden war. Anschließend wurde die Probe vier Stunden lang bei 103 °C getrocknet und danach 30-45 Minuten in einem Exsikkator abgekühlt. Nach einer erneuten Wägung mit einer Genauigkeit von 1 mg, wurde der Gewichtsverlust des getrockneten Fischfutters bestimmt (Angabe der Feuchtigkeit in %).

Der Wassergehalt (%) wurde anhand folgender Formel ermittelt:

$$X = \frac{(E - m)}{E} * 100 \quad \text{Formel (1)}$$

X : Wassergehalt in %

E : Anfangsmasse der Probe in g

m : Trockenmasse der Probe in g

3.4.1.2 Gehalt an Rohasche

Etwa 5 g der getrockneten Probe wurden auf 1 mg genau in eine vorher geglühte und tarierte Veraschungsschale eingewogen. Diese Schale wurde auf einer Heizplatte allmählich bis zum Verkohlen der Substanz erhitzt. Die Substanz wurde dann bei $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ vermuffelt, bis man eine weiße, hellgraue oder rötliche Asche erhielt. Dann wurde die Schale in einen Exsikkator gestellt und sofort nach dem Abkühlen auf 1 mg genau gewogen.

Der Rohaschegehalt (%) wurde nach Formel (1) berechnet, mit:

- X : Rohaschegehalt in %
 E : Masse der trockenen Probe in g
 m : Masse der veraschten Probe in g

3.4.1.3 Gehalt an Rohprotein

Der Gehalt an Rohprotein im Futtermittel wurde aus der konventionellen Bestimmung des Stickstoffgehaltes nach KJELDAHL errechnet (AOAC 1990). Die Probe wurde hierfür auf nassem Wege aufgeschlossen. Der saure Aufschluß wurde mit Natronlauge alkalisiert. Anschließend wurde das freigesetzte Ammoniak durch Destillation abgetrennt und in einer bestimmten Menge Schwefelsäure aufgefangen, deren Überschuß mit Natronlauge titriert wurde. Die Menge der verbrauchten Schwefelsäure wurde ermittelt, wobei 1 ml Schwefelsäure 0.1 N 1.4 mg Stickstoff entspricht. Die Stickstoffmenge wird mit dem Faktor 6.25 multipliziert und das Ergebnis wird in Prozent vom Probengewicht angegeben.

3.4.1.4 Anteil an Rohfetten

Die Methode WEIBULL-STOLDT (STOLDT 1952; AOAC 1990) wurde zur Bestimmung von Gesamtfett in Futtermitteln tierischer Herkunft eingesetzt. Dazu wurde die jeweilige Probe mit Salzsäure in der Siedehitze hydrolysiert, die Lösung abgekühlt und filtriert. Der gewaschene und getrocknete Rückstand wurde mit Diäthyläther extrahiert. Das Lösungsmittel wurde abdestilliert und der Ätherextrakt getrocknet und gewogen. Das Ergebnis wird in Prozent vom Probengewicht angegeben.

3.4.1.5 Rohfaseranteil

Unter Rohfaser versteht man den organischen, fettfreien Rückstand, der nach der Behandlung der Probe mit Säuren und Laugen bestimmter Konzentrationen unlöslich zurückbleibt. Der Rückstand enthält außer Zellulose weitere Zellwandbestandteile. In der Routineanalyse wird das bewährte *Weender*-Verfahren benutzt, das nach einem Vorschlag von LEPPER (1940) als Schnellverfahren mit abgekürzter Kochdauer (10 statt 30 Minuten bei stärkerer Säure- und Laugenkonzentration, 3.125 statt 1.25-prozentig) als Methode angenommen worden ist (AOAC 1990).

3.4.1.6 Calciumgehalt

Die offizielle Methode der AOAC (1990) wurde hierfür verwendet. Für diese Bestimmung wird die Probe verascht, die Asche mit Salzsäure aufgenommen und das Calcium in Form von Calciumoxalat gefällt. Nach Auflösung des Niederschlags in Schwefelsäure wird die gebildete Oxalsäure mit Kaliumpermanganatlösung titriert. 1 ml Kaliumpermanganatlösung 0.1 N entspricht 2.0004 mg Ca. Das Ergebnis wird in Prozent vom Probengewicht angegeben.

3.4.1.7 Phosphoranteile

Die Phosphate werden mit Salpeter-/Schwefelsäure in Lösung gebracht und als Ammoniumphosphormolybdat gefällt. Zur Phosphorbestimmung wird dieser Niederschlag gravimetrisch gemessen. Mit dieser Methode (AOAC 1990) wird der Gesamtphosphor im Futter bestimmt.

3.4.1.8 Angabe des Kohlenhydratgehaltes

Diese Größe wurde in der vorliegenden Arbeit nicht direkt bestimmt. Sie wurde aus Angaben des Futtermittelherstellers (*Marine Feed*) übernommen und anhand der vorgegebenen Bestimmungen indirekt berechnet:

$$\text{Kohlenhydrate} = 100 [\%] - \text{Rohfett} [\%] - \text{Rohprotein} [\%] - \text{Rohasche} [\%] - \text{Rohfaser} [\%]$$

3.4.1.9 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte

Für die Bestimmung von Kohlenstoff und Stickstoff wurde ein LECO-CHN1000-Analyser benutzt. Es wurde nach folgender Methode vorgegangen:

- Die trockenen Proben wurden mit einem Mörser homogenisiert;
- Homogenisierte Proben wurden in einem Trockenschrank bei 40 °C auf Gewichtskonstanz gebracht;
- Die Proben wurden in einer Zinnfolie eingewogen und in das Messgerät gebracht. Es wurden Gesamtkohlenstoff und Stickstoff bestimmt;
- Die Verbrennung der Proben fand bei 1100 °C (katalysiert durch die Zinnfolie auf > 1500 °C) im Sauerstoffstrom statt. Dabei findet eine Oxidation von C zu CO₂ und von N zu Stickoxiden statt. Die Detektion des CO₂ wurde über einen Infrarotdetektor vorgenommen. Anschließend wurden 20 ml Gasstrom über eine Probenschleife abgegriffen und die Stickoxide zu N₂ über einen Kupferkatalysator reduziert. Die Detektion des N₂ wurde dann über einen Wärmeleitfähigkeitsdetektor realisiert.

3.4.1.10 Energiedichte

Für die Bestimmung der Energiedichte wurde das IKA - Kalorimetersystem C 4000 A adiabatisch benutzt und eine Mikrobombe verwendet. Etwa 0.1 g der zu untersuchenden trockenen Probe wurde in eine Tablettenpresse mit einem gewogenen Baumwollfaden eingebracht, zur Tablette gepreßt, in den Tiegel der Mikrokalorimeter-Bombe gehängt und um den Zünddraht gewickelt. Die Bombe wurde anschließend verschlossen und an der Füllstation mit 20 bar O₂ gefüllt. Im Innenkessel wurde für eine konstante Menge Wasser und eine Temperatur von 25 °C gesorgt. Die Anfangstemperatur (T₁) sowie die Temperatur unmittelbar nach der Verbrennung (T₂) wurden notiert. In die Auswertung wird die Wärmekapazität (C) des Kalorimetersystems einbezogen. Sie wird durch Verbrennen einer bestimmten Menge Benzoesäure (C₆H₅COOH) mit bekanntem Brennwert ermittelt.

$$C = \frac{H_{OB} \cdot m_B + Q_F}{\Delta T} \quad (J/K)$$

H_{OB} : Brennwert der Standardsubstanz in J/K = 26435 J/K

m_B : Gewicht der gewogenen Standardsubstanz in g

Q_F : Summe der Fremdenergien [Zünddraht (30 J) + Baumwollfaden (50 J)] in J

Δ T : Gemessene Temperaturerhöhung des Kalorimetersystems (T₂-T₁) in K

Berechnung der Ergebnisse:

Nach Bestimmung von ΔT wird der Brennwert H_O (Energiedichte in [J/g]) nach der folgenden Formel berechnet:

$$H_O = \frac{C * \Delta T - Q_F}{m_p} \quad (J/g)$$

- C** : Wärmekapazität des Kalorimetersystems in J/K
 ΔT : Gemessene Temperaturerhöhung ($T_2 - T_1$) in K
 Q_F : Summe aller fremden Energien in J
 m_p : Gewicht der zu bestimmenden Substanz in g

3.4.2 Untersuchung auf Futterabrieb

Der Abrieb wird nicht von den Lachsen aufgenommen und ist daher ein wichtiger Parameter hinsichtlich der Umweltbelastung. Bei jeder Futterlieferung an den Anlagen wurden vor Ort zwei Futtertüten zufällig entnommen und der Inhalt auf Abrieb untersucht. Hierfür wurde das Futter einer Tüte gewogen und in drei Teile geteilt. Jeder Mengenanteil wurde getrennt auf ein Sieb gebracht (Maschenweiten siehe Tabelle 1) und mit 20 Schüttelbewegungen gesiebt. Anschließend wurde der durchgefallene Anteil aufgenommen und wiederum mit einem feineren Sieb bearbeitet. Der Anteil, der im zweiten Sieb zurückblieb wurde als Bruchstück definiert und der durchgefallene Anteil als Staub. Beide Anteile wurden getrennt gewogen und mit den anderen Futterdurchsiebungen derselben Tüte addiert. Die Berechnung für beide Anteile werden in Prozent ausgedrückt. Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, welche Maschenweiten und Pelletgrößen für diese Methode verwendet wurden.

Tab. 1: Verwendete Maschenweite bei den verschiedenen Pelletgrößen.

Pelletgröße Ø [mm]	Maschenweite erstes Sieb [mm]	Maschenweite zweites Sieb [mm]
5	3	1.2
6	4	1.2
8 bis 10	5	1.2

Die Futtertüten hatten ein Gesamtgewicht von 25 kg. Die Untersuchungen erstreckten sich vom 09.01.1992 bis 29.04.1992. In diesem Zeitraum wurden 154 Tüten (3 850 kg) gesiebt.

3.4.3 Stabilität des Futters im Wasser

Die Stabilität der in Chile verwendeten Pellets wurde in Wasser ($T = 12\text{ °C}$; $S = 32$) für 3,5, 6 und 10 mm große Pellets getestet. Dieser Versuch sollte einen Näherungswert für den Zerfall des Futters liefern, um festzustellen, ob der Futterverlust intakt am Meeresboden ankommt und wie lange er sich dort befinden wird. Von den erwähnten Pelletgrößen wurden je zehn Stück im Versuch getestet. Dieser Versuch wurde aus Vereinfachungsgründen im Gegensatz zur konventionellen Methode (Pellets werden auf ein Gitter gelegt und vom umgebenden Wasser leicht angeströmt) ohne Strömung durchgeführt. Für den Versuch wurde ein Gefäß mit zwei Liter Wasser verwendet. Der Versuch wurde 5 Stunden nach Beginn abgeschlossen.

3.4.4 Sinkgeschwindigkeit einzelner Pellets

Um die Sinkgeschwindigkeit einzelner Pellets zu bestimmen, wurde eine durchsichtige PVC-Säule von 2,1 m Länge und 30 cm Durchmesser verwendet. Bei 1 und 2 m Tiefe war die Säule mit einer Markierung versehen, mit der Absicht die Sedimentationsgeschwindigkeit für beide Tiefen bestimmen zu können. Zwischen 68 und 70 Pellets von jeder Größe (2, 2,5, 3,5, 5, 6, 8 und 10 mm) wurden einzeln gewogen und ihre Längen in Millimeter notiert, um hinterher die individuelle Fallgeschwindigkeit bei 1 und 2 m Tiefe zu bestimmen. Pellets, die während des Sinkens die Säulenwand berührten, wurden ausgeschlossen.

3.4.5 Futteraufnahme (Futtermenge)

Bis einschließlich 1990 wurde *ad libitum* gefüttert. Der Anlagenbetreiber berechnete die Futterdosis ab 1991 für jede Anlage nach dem gleichen Kriterien. Dies gilt für die gesamte Untersuchungszeit dieser Arbeit.

Anhand von Fütterungstabellen, die an chilenische Bedingungen (Futterttyp, Temperatur, Lachs-Art und -Gewicht) angepaßt sind, wurde die Futterdosis wöchentlich und

einzelnen für jeden Käfig (je nach Biomasse) bestimmt. Dabei wurden besonders das Individualgewicht der Lachse und die Wassertemperatur berücksichtigt. Anhand der Tabelle wurde dann die tägliche Futtermenge in Prozent des Körpergewichtes ermittelt. Sie nahm mit steigender Temperatur zu und mit steigendem Individualgewicht ab. Diese Berechnungen wurden mit den erzielten Futterquotienten und den spezifischen Wachstumsraten gegengerechnet und notfalls korrigiert. Da die Wassertemperatur in den untersuchten Anlagen wenig schwankte, war eine wöchentliche Futtermengenberechnung ausreichend.

Bei geringen Secchi-Tiefen (etwa 1 m) wurde weniger oder gar nicht gefüttert, da dann die Lachse die Pellets optisch schlecht wahrnehmen können und deshalb erhebliche Futtermengen verloren gehen.

3.5 Fütterungsmethode

Die berechnete Futtermenge wurde an jedem Käfig bereitgestellt und in zwei Rationen geteilt. Die erste Fütterung erfolgte morgens um 9:00 Uhr und die zweite nachmittags um 17:00 Uhr. In beiden untersuchten Anlagen wurde ausschließlich mit der Hand gefüttert. Mittels einer Spezialschaufel wurden in rascher Folge jeweils drei bis vier Schaufeln Futter in den Käfig geworfen. Dabei wurde darauf geachtet, daß das Futter über eine möglichst große Fläche verteilt wurde, um zu vermeiden, daß stärkere Fische einen Vorteil bei der Nahrungsaufnahme haben. Die Rationen wurden in mehreren Durchgängen an die Fische verfüttert. Durch diese Methoden entstanden äußerst kleine Futtermittelverluste. Die Futtermittelverluste in dieser Arbeit werden auf maximal 5 % festgelegt, wobei ca. 2 % auf Staub und Bruchstücke zurückzuführen sind.

3.6 Datenermittlung zum Fischwachstum, Biomassezuwachs, Mortalität und Nahrungskonversion

3.6.1 Monatliche Datenaufzeichnung pro Käfig

In beiden Anlagen wurden für jeden Käfig folgende Parameter registriert (Angaben vom 01.01.1991 bis 30.04.1992 werden im Ergebnisteil tabellarisch gezeigt):

Rasse, Datum der Probennahme, Gewicht [g], Länge [cm], justiertes Gewicht (Monatsende), Konditionsfaktor, spezifische Wachstumsrate [%], Besatzdichte [kg m^{-3}], Besatz am Anfang und Ende des Monats in Stück, Biomasse [kg], Futterzugabe [kg], mittlere

Futterdosis in Prozent des Körpergewichtes, Futterquotient, Sterblichkeit [Stück], Probennahme [Stück], Zählungen [Stück], Ernte [Stück] und Fischumsatz zwischen den Käfigen.

3.6.2 Monatliche Zuwachsbestimmung

Um die Zuwachsraten möglichst genau zu verfolgen, wurden monatliche Gewichts- und Längenbestimmungen durchgeführt. Diese Daten liegen für den Zeitraum Januar 1991 bis Mai 1992 vor.

Um eine möglichst repräsentative Unterprobe der Fische im Käfig zu erhalten, wurde der Netzkäfig in der Mitte angehoben und somit in zwei Hälften geteilt. Die eine Hälfte wurde wieder in der Mitte angehoben und gleich danach versenkte man die andere Seite des Netzes, so daß nur ein Viertel des Käfigs mit Fischen im angehobenen Teil verblieb. Dann wurde das Netzeende etwas angehoben, um die Fische zu konzentrieren und besser keschern zu können.

Der Mindestumfang (\hat{n}) der zu beprobenden Fische in jedem Käfig wurde nach folgender Formel berechnet (SACHS 1984):

$$\hat{n} = \frac{N}{1 + a^2 * N}$$

wobei:

N : Gezählte Grundgesamtheit

a : Fraktion der teilbaren Abweichung

Die Formel gilt für einen Vertrauensbereich von 95 %. Bei einer tolerierbaren Abweichung von 10 % und für eine Grundgesamtheit zwischen 8 000 und 9 000 Fischen pro Käfig, müßte demnach eine Stichprobe von 99 Fischen genommen werden.

Aus jedem Käfig wurden insgesamt zwischen 90 und 120 (in der Regel 100 und mehr) Fische gewogen und gemessen. Hierfür wurden die Fische aus dem Käfig gekeschert und in einem Benzokain-HCl-Bad betäubt. Diese Prozedur wurde zwei- bis dreimal wiederholt, bis die gewünschte Anzahl an Fischen erreicht war. Danach wurden die Lachse wieder in den Käfig gelassen, wo sie sich innerhalb weniger Minuten von der Betäubung erholten. Das Netz wurde dann ganz heruntergelassen und der nächste Käfig

beprobt. Diese Methode wurde in beiden Anlagen streng eingehalten, um die Vergleichsbedingungen zu ermöglichen.

Der Variationskoeffizient zum Gewicht und Totallänge für die vorhandenen Daten der Anlage Terao wurde nach SOKAL & ROHLF (1981) berechnet.

3.6.3 Bestimmung der Sterblichkeit

Sterblichkeitsdaten liegen für den Zeitraum Januar 1991 bis Mai 1992 vor. Einmal in der Woche wurden die Netze der Käfige angehoben und auf Sterblichkeit geprüft. Verstorbene Lachse sinken normalerweise zum Netzkäfigboden und werden dann mit einem Kescher herausgeholt. Die Handhabung ist in beiden Anlagen gleich, so daß die Sterblichkeit vergleichbar ist. Die Stückzahl der verendeten Fische wurde aufgeschrieben und monatlich zusammengefaßt.

3.6.4 Berechnete Größen

3.6.4.1 FCR (Food Conversion Ratio)

Der Begriff Futterquotient (FCR) ist ein Ausdruck für die überschlagmäßige Verwertung des Futters. Er gibt an, welche Futtermenge zu welchem Zuwachs geführt hat. Dabei sind die Einheiten für die beiden verwendeten Meßgrößen nur bedingt vergleichbar, da sie sich lediglich auf das Naßgewicht des Fisches beziehen. Die Nahrungskonversion (Futterquotient) wurde monatlich und für jeden Käfig getrennt nach folgender Formel berechnet:

$$FCR = \frac{F}{Z}$$

wobei die Symbole folgende Bedeutung haben:

FCR : Futterquotient

F : verwendetes Futter in kg

Z : Zuwachs (Endgewicht - Anfangsgewicht) in kg

3.6.4.2 SGR (Specific Growth Rate)

Die mittlere spezifische Zuwachsrate (SGR) wird in Prozent pro Tag ausgedrückt. Sie wurde nach WINBERG (1956) für jeden Monat und jeden Käfig getrennt nach folgender Formel berechnet:

$$SGR [\%] = \left[\left(e^{\frac{(\ln w_n - \ln w_o)}{n}} \right) - 1 \right] * 100$$

wobei die Symbole wie folgt definiert sind:

$SGR [\%]$: Spezifische Zuwachsrate in Prozent pro Tag

w_n : Endgewicht in g

w_o : Anfangsgewicht in g

n : Anzahl der Tage

3.6.4.3 Konditionsfaktor (K)

Der Konditionsfaktor (LECREN 1951) der gemästeten Lachse wurde nach der folgenden Formel berechnet:

$$K = \frac{w}{L^3}$$

mit:

K : Konditionsfaktor

w : Gewicht in g

L : Länge in cm

Die Konditionsfaktoren wurden für jeden Käfig der untersuchten Anlagen und für jeden Monat getrennt berechnet.

3.6.5 Zählungen und Umsetzungen von Fischen innerhalb der Anlagen

Die Fische wurden in beiden Anlagen erstmals bei der Besetzung der Käfige im November 1990 gezählt. Im März und April 1991 wurden die Fische in jedem Käfig erneut gezählt. Dies geschah in der Absicht, die Fehlerquote so gering wie möglich zu halten, da die Anzahl der Fische häufig Basis für betriebstechnische und betriebswirtschaftliche Entscheidungen ist.

Für die Abschätzung der Stückzahlen der Fische in den Käfigen gibt es zwei Methoden:

- (1) Die Fische werden dem Käfig nach und nach quantitativ entnommen und über eine mit Wasser berieselte Rutsche (Sortiertisch) geleitet, von der sie in ein daneben gelegenen Käfig gleiten. Dabei werden sie gezählt.
- (2) Es wird ein sogenannter "*swimming count*" durchgeführt. Dabei werden die Netze zweier Käfige so verknüpft, daß die verbindende Kante nur an den Ecken etwa 40 cm unter Wasser bleibt und die Fische über diese von dem besetzten in den unbesetzten Käfig schwimmen. Der besetzte Käfig wird dabei sehr vorsichtig angehoben, so daß die Fische langsam in den bis dahin leeren Käfig schwimmen können. An beiden Durchgängen steht jeweils eine Person, die die Anzahl der Fische registriert.

Der "*swimming count*" ist für die Fische relativ stressfrei, doch wesentlich langsamer durchzuführen als die unter (1) beschriebene Methode, die gelegentlich zu Schuppenverlusten führt. Auf das Masterergebnis haben die Methoden offenbar keinen meßbaren Einfluß.

Sowohl bei Größen- (groß, klein) als auch bei Reifesortierungen (*grilse*) wird besonders darauf geachtet, daß weiterhin eine sorgfältige Zählung der Fische durchgeführt wird.

Steigt die Besatzdichte in einem Käfig über 16 kg m^{-3} , so müssen einige Fische in andere Käfige umgesetzt werden. Dafür wird ein transportabler leerer Käfig an den zu sortierenden Käfig längsseits positioniert und per "*swimming count*" die gewünschte Anzahl an Fischen in den beweglichen Käfig geleitet und gezählt. Wenn mehrere Käfige ausgedünnt werden, wird darauf geachtet, daß verschiedene Rassen nicht gemischt werden.

3.6.6 Abfischen marktreifer Lachse

In beiden Anlagen wurde erstmals in den Monaten November und Dezember 1991 mit dem Abfischen marktreifer Fische begonnen. In den darauffolgenden Monaten wurde das Abfischen kontinuierlich fortgesetzt.

Diese Fische sind nicht für eine Wachstumsbestimmung verwendbar, da sie nach einer oder mehreren Sortierungen nicht mehr auf einen bestimmten Käfig zurückverfolgt werden können und somit kein längerer Zeitraum mit Anfangs- und Endgewicht nachweisbar war. Deswegen ist der Zugang zu zuverlässigen Daten größerer Fische in kommerziellen Anlagen kaum möglich.

3.6.7 Wachstumsleistung der Kohorten einzelner Käfige

Das Wachstum einzelner Lachskohorten (es hat keine Umsetzung von Fischen im Käfig stattgefunden) wurde verfolgt, um festzustellen, ob ein signifikanter Unterschied in der Wachstumsleistung existiert. Die Vermutung lag nahe, daß Eckkäfige einer Teilanlage auf Grund ihrer Exposition günstigeres Wachstum der Lachse zulassen als Käfige, die sich in der mittleren Position befinden und wegen des eingeschränkten Wasseraustausches (geringere Strömungsgeschwindigkeit) weniger Sauerstoff und mehr Stoffwechsel-Ausscheidungsprodukte enthalten. Diese möglichen Unterschiede des Wachstumspotentials wurden sowohl innerhalb der Anlage Lincay als auch der Anlage Terao untersucht. Außerdem sollte festgestellt werden, ob Unterschiede im Wachstumspotentials der Fische zwischen Teilanlagen und zwischen beiden Gesamtanlagen vorhanden waren.

Für alle statistischen Analysen wurde eine 5-prozentige Irrtumswahrscheinlichkeit ($\alpha = 0.05$) als Signifikanzschranke angenommen. Da in den Anlagen drei verschiedene Zuchtassen (phänotypisch nicht unterschiedlich) vorhanden waren, wurde vorher geprüft, ob ein signifikanter Unterschied im Wachstum zwischen den Rassen vorliegt. Anschließend wurden die Wachstumsdaten der Fische aus den Eckkäfigen mit denen aus den mittleren Käfigen verglichen. Bei diesen und weiteren statistischen Auswertungen wurden die Replikate so gewählt, daß die Rassen gleichwertig berücksichtigt wurden damit Unterschiede, die sich aus dem unterschiedlichen Wachstumspotential ergeben, nicht beim Vergleich anderer Einflußfaktoren zum Tragen kommen.

Geprüfte Hypothesen zwischen den Rassen:

H_0 : Die drei Rassen zeigen das gleiche Wachstumspotential.

H_1 : Mindestens eine Rasse weist eine unterschiedliche Wachstumsleistung auf.

Geprüfte Hypothesen der Netzkäfig-Position:

H_0 : Fische in Eck- und Mittelkäfigen haben die gleiche Wachstumsleistung.

H_1 : Die Wachstumsleistung der Fische in den Eckkäfigen ist besser als die der Fische in den mittleren Käfigen.

Diese Hypothesen wurden auch für Teilanlagen und Anlagen getestet.

Untersucht wurde ein Zeitraum, in dem die Fische nicht umgesetzt wurden, so daß immer dieselbe Population im Käfig beprobt wurde. Bei der Anlage Terao waren alle Käfige in den Monaten Februar bis Juni 1991 ungestört. Die Käfige 17 bis 31 ermöglichten eine Analyse über einen längeren Zeitraum (Februar bis September 1991). Bei der Anlage Lincay konnte für alle Käfige in den Monaten Februar bis Mai 1991 die Analyse durchgeführt werden, und für einen Teil der Käfige konnte im Zeitraum Februar bis Juni gearbeitet werden.

Für den untersuchten Zeitraum konnte, wie aus Abb. 51 a und b (s.S. 130) ersichtlich wird, ein lineares Wachstum angenommen werden. Die Daten wurden vor der Analyse anhand des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung getestet und mit dem Cochran Test auf die Homogenität der Varianzen geprüft. Da diese Varianzen nicht homogen waren, wurden die Gewichte logarithmisch transformiert.

Bei der Anlage Lincay waren nur die Mittelwerte der Gewichtsbestimmungen für jeden Käfig verfügbar. Bei der Anlage Terao hingegen standen außerdem die Einzelgewichte (90 bis 120 Stück pro Käfig im Monat) zur Verfügung. Mit den Einzelgewichten der Anlage Terao, wurde eine ANOVA (analysis of variance, Varianzanalyse) der Anfangsgewichte (Februar 1991) der Fische jedes Käfiges durchgeführt (ZAR 1984). Da diese Analyse einen signifikanten Unterschied ($p=0.0001$) zwischen den Anfangsgewichten der Käfige aufwies, wurde das Wachstum mit einer ANCOVA (analysis of covariance, Kovarianzanalyse) verglichen (PACKARD & BOARDMAN 1987, 1988). Da die Probennahme nicht mit markierten Fischen für jeden Käfig durchgeführt werden konnte, und daher nicht immer dieselben Tiere beprobt wurden, mußten für die Analyse die Mittelwerte von jedem Käfig verwendet werden. Als abhängige Variable wurde das Endgewicht des Wachstumszeitraums und als Kovariable das Anfangsgewicht benutzt. Diese Methode bietet die Möglichkeit, das Anfangsgewicht auf einen gemeinsamen

Wert zu bringen und somit die Wachstumsunterschiede im Endgewicht größtenteils auf andere Faktoren zurückführen zu können. Bevor die ANCOVA durchgeführt wurde, wurde auf Erfüllung der Parallelität der Regressionsgeraden geprüft. Als post-hoc-Test wurde der Tukey-Kramer-Ryan's-Q-Test (DAY & QUINN 1989) benutzt.

Die Testgröße F ist robust gegen mäßige Abweichungen von der Normalverteilung (UNDERWOOD 1981). Dies gilt insbesondere dann, wenn die Varianzen homogen sind und wenn die Zahl der Stichproben (Replikate) in jeder Gruppe gleich groß ist, d.h. wenn die Analyse balanciert ist. Um den Bedingungen der Varianzanalyse zu entsprechen, wurde die gleiche Zahl der Replikate für jede Gruppe verwendet.

Das Wachstum (Gewicht und Länge) wurde für die oben erwähnten Zeiträume für zahlreiche Käfige graphisch dargestellt und für einige Käfige auch über einen deutlich längeren Zeitraum ermittelt. Diese sind in der Anlage zusammengefaßt dargestellt.

3.7 Dokumentation zur Umwelt

3.7.1 Dauermessungen von physikalischen Umweltparametern

Von den abiotischen Faktoren wurden Sauerstoffgehalt, Temperatur, Salzgehalt sowie pH-Wert in verschiedenen Tiefenhorizonten alle fünf Minuten (kontinuierlich bis zu 10 Tagen) bestimmt. Diese Untersuchungen erstreckten sich von Januar bis Mai 1992. Um "Ausreißer-Werte" nicht zu dokumentieren (vor allem bei den O₂-Bestimmungen), wurden die in Abstand von 30 Sekunden erfaßten Daten aufaddiert und nach jeweils fünf Minuten als Mittelwert gespeichert.

Um diese Faktoren in beiden Anlagen simultan zu erfassen, wurden zwei automatische Aufzeichnungsgeräte (Squirrel meter/logger 1200 series, Grant) eingesetzt. Ein Sauerstoffmeßgerät (WTW Mikroprozessor Oximeter Oxi 196, Sonde: WTW EOT 196 und Batterierührer WTW BR 190), pH-Meßgerät (WTW Mikroprozessor pH-Meter pH 196T, Sonde: WTW TA-pH/T) und Leitfähigkeits-Meßgerät (WTW Salinometer Lf 191) wurden auf jeder Anlage jeweils an ein Aufzeichnungsgerät angeschlossen. Die Daten wurden gespeichert. Die Temperatur konnte über einen zweiten Ausgang sowohl im pH- als auch im Sauerstoff-Meßgerät abgefragt werden. Anschließend wurde der Speicher vom Computer abgerufen und die Daten im ASCII-Format abgespeichert.

Jedes eingesetzte Gerät wurde vor und nach den Untersuchungen geeicht und überprüft. Die Temperaturskala der Geräte wurde in einem temperaturkontrollierten Wasserbad mit integriertem Temperaturfühler (drei signifikante Stellen) durchgeführt. Eine Eichkurve zwischen 10 und 14 °C wurde erstellt. Abweichungen von den Soll-Werten wurden dann korrigiert.

Die Sauerstoffmeßgeräte wurden mit der chemischen Methode von WINKLER (WINKLER 1888; GRASSHOFF 1983) überprüft. Für beide Anlagen wurden Tiefenprofile von Temperatur, Sauerstoff und Salzgehalt im 1 m-Abstand bis zum Meeresboden erstellt. Daten über die Secchi-Tiefe liegen seit Ende 1988 vor. Die Secchi-Scheibe hatte einen Durchmesser von 30 cm. Die Messungen wurden in den Anlagen täglich durchgeführt. Auch die Temperaturdaten wurden in den Anlagen routinemäßig ein- bis dreimal täglich erfaßt. Daten hierzu liegen seit 1989 vor. Es wurde ein Quecksilberthermometer bei 4 m Tiefe verwendet.

3.7.2 Strömungsmessungen

Um an den Anlagen die lokal ausgeprägten Wasserbewegungen zu erfassen, wurden zwei Aanderaa-RCM4-Strömungsmesser an den geplanten Stationen verankert (Ankersteine 3 x 180 kg; Auftriebsboje aus Kunststoff = 250 kg) (Abb. 6, s.S. 46). Die Strömungsmesser wurden auf einer Tiefe, die der unteren Netzkäfigkanten entsprach und ca. 50 m von den Käfigen entfernt lag, verankert (Lage der Verankerungen, s. Abb. 3 und 4). Folgende Parameter wurden hier erfaßt: Strömungsgeschwindigkeit [cm s^{-1}] und Strömungsrichtung [Grad], Temperatur [°C], Konduktivität [mS cm^{-1}] und Druck (= Tiefe, in [dbar]). Ganze Tidenzyklen wurden mit einer fünfminütigen Auflösung aufgezeichnet. Zeitweise wurden die Strömungsmesser auch ohne Richtungsfahne von den Käfiganlagen auf 4 m Tiefe gehängt.

Statistische Auswertung:

Zur statistischen Prüfung von Unterschieden in den hydrographischen Daten zwischen den beiden Anlagen, wurde der nicht-parametrische Kruskal-Wallis-H-Test verwendet. Dafür wurden die Daten der Strömungsgeschwindigkeiten der fünf Verankerungen verglichen. Die Homogenität der Varianzen wurde anhand des Cochran-Tests überprüft. Die Signifikanzschwelle der statistischen Analysen wurde mit einer 5-prozentigen Irrtumswahrscheinlichkeit ($\alpha = 0.05$) festgelegt. Als post-hoc-Test wurde der Dunn's Test benutzt.

Um Nettotransport und -richtung an den verschiedenen Verankerungspositionen zu berechnen wurde eine vektorielle Mittlung (ZAR 1984) vorgenommen.

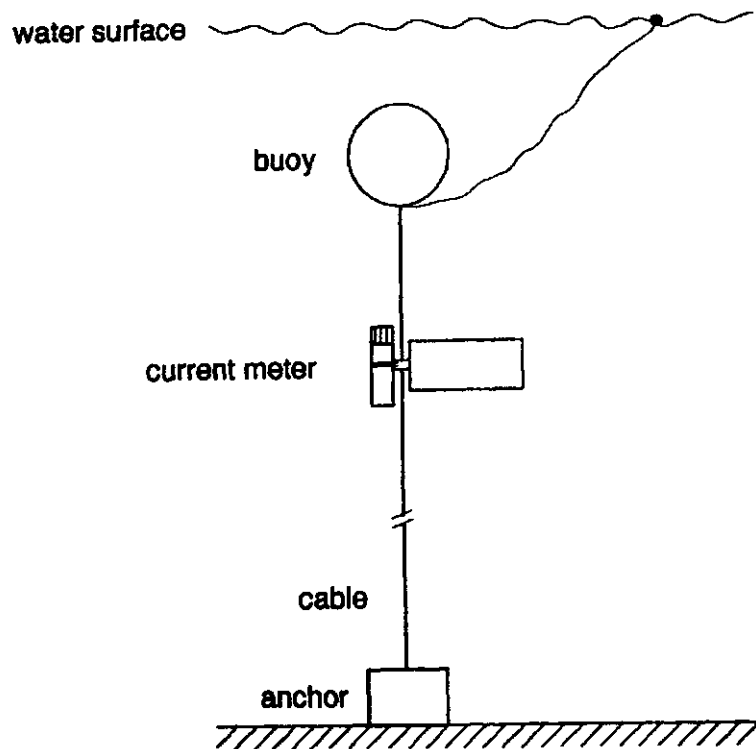


Abb. 6: Schematische Darstellung der Verankerung eines Aanderaa-Strömungsmessers am Boden.

3.7.3 Sedimentkernproben

Die Beprobung der Sedimente wurde im Bereich beider Anlagen einmal monatlich an drei Terminen durchgeführt (Lincay: 18.03.1992, 27.04.1992 und 25.05.1992; Terao: 11.03.1992, 20.04.1992 und 18.05.1992). Es wurden jeweils Proben an 10 Stationen mit regelmäßigem Abstand (10 m) genommen. Die Kontrollstation lag etwa 200 m von der Teilanlage entfernt. Bei Lincay (Abb. 3) lagen die Stationen 1 und 2 unter der Teilanlage I und Station 3 am Rande derselben. Die folgenden Stationen waren von der Anlage weiter entfernt. Bei Terao (Abb. 4) lag Station eins 5 m neben der Teilanlage I. Die Stationen 2 und 3 befanden sich unter der Teilanlage und Station 4 am Rand. Weitere Stationen werden im weiteren Umkreis der Teilanlage angeordnet. Mit Hilfe dieser Proben sollte festgestellt werden, welchen Einfluß die Sedimentation von diesen Anlagen auf die Sedimentstruktur und die Akkumulation organischer Substanz im Verlauf einer

Produktionsperiode hat. Die Stationen wurden mit Hilfe eines Seiles festgelegt (Markierungen alle 10 m). Das Seil wurde mit Gewichten an beiden Enden verankert (Abb. 7). Die Sedimententnahme erfolgte durch Taucher, wobei ein Stechrohr aus Plexiglas für jede Station eingesetzt wurde. Das Stechrohr (Länge = 30 cm, Innendurchmesser = 4.4 cm, Wandstärke = 3 mm) war am unteren Ende angespitzt, um besser in den Meeresboden eindringen zu können.

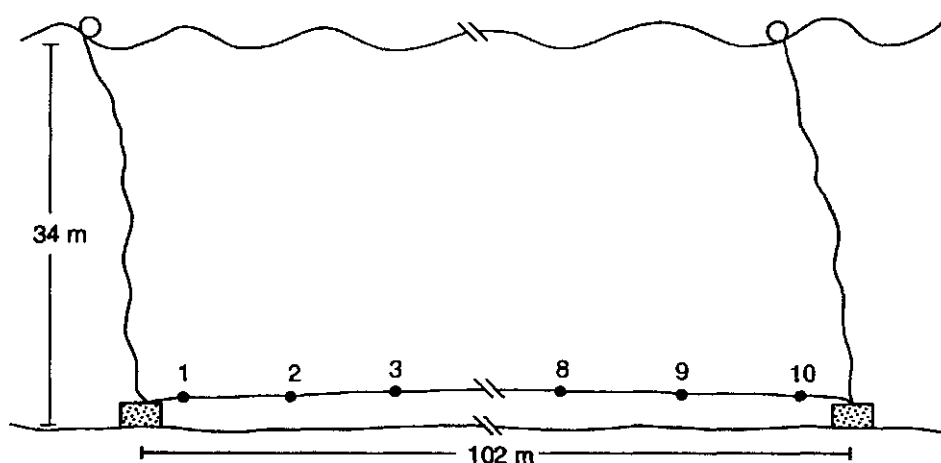


Abb. 7: Schematische Darstellung der Auslegung des Transektes für die Sedimentprobennahme durch Taucher unter den Teilanlagen (Position der Transekts für beide Anlagen s. Abb. 3 und 4).

Die Sedimentkerne wurden nach der Entnahme in einen isolierten und eisgekühlten Behälter überführt und so schnell wie möglich zum Labor gefahren. Im Labor wurde das Sediment durch einen Stempel von unten nach oben aus dem Stechrohr herausgedrückt und in 1 cm Scheiben geschnitten (bis zu einer Tiefe von 7 cm).

3.7.3.1 Bestimmung des Wassergehaltes

Die aus den Stechröhren gewonnenen Scheiben (je 1 cm dick, 414 Proben insgesamt), wurden getrennt auf tarierten Petrischalen gewogen (Mettler AE 163). Anschließend wurden die Proben in einem Trockenschrank bei 60 °C (bis zur Gewichtskonstanz) getrocknet und nochmals gewogen, um das Trockengewicht zu bestimmen. Die getrockneten Proben wurden in beschrifteten Kautexflaschen für weitere Analysen aufbewahrt.

Der Wassergehalt der Sedimentproben wurde nach der Formel (1) berechnet, wobei:

- X : Wassergehalt in %
 E : Anfangsmasse der Probe in g
 m : Trockenmasse der Probe in g

3.7.3.2 Glühverlust (LOI = loss on ignition)

Um den Glühverlust der Sedimentproben zu bestimmen, wurde folgende Vorgehensweise eingehalten:

- Aluminiumschälchen wurden numeriert und bei 500 °C über 5 Stunden vorgeglüht.
- Die Schälchen wurden dann mit der Waage Mettler AE 163 (mit 4 signifikanten Stellen) gewogen (Tara).
- Die Sedimentproben wurden auf die entsprechenden Schälchen gelegt und in einem Trockenofen bei 50 °C zur Gewichtskonstanz gebracht.
- Die Schälchen + Trockenproben wurden dann gewogen und anschließend bei 540 °C über 24 Stunden vermuffelt (HERAEUS Kammerofen Bauart K750).
- Die veraschten Sedimentproben wurden dann in einen bei 50 °C vorgetrockneten Trockenschrank gestellt und erneut gewogen.

Um den Glühverlust zu bestimmen, wurde Formel (1) verwendet, wobei:

- X : Glühverlust in %
 E : Masse der trockenen Probe in g
 m : Masse der veraschten Probe in g

3.7.3.3 Berechnung der Porosität

Als Porosität bezeichnet man den Anteil des Volumens des Porenraumes am Gesamtvolumen Sediment. Die Berechnung basiert auf der Formel von BERNER (1971):

$$\Phi = \frac{\Omega \cdot \zeta_s}{\Omega \cdot \zeta_s + (1 - \Omega) \cdot \zeta_w}$$

- Φ : Porosität
 Ω : Relativer Wassergehalt
 ζ_s : Spezifische Dichte Sediment (2.65 g cm⁻³)
 ζ_w : Spezifische Dichte des Wassers (1.0247 g cm⁻³, bei S = 32.5 und 11.5 °C)

3.7.3.4 Statistische Auswertung zu den Sedimentkernproben

Zur Prüfung von Unterschieden des Wassergehaltes, Glühverlustes und der Porosität zwischen beiden Anlagen (Lincay und Terao) wurde der nicht-parametrische Mann-Whitney-U-Test verwendet. Hierfür wurden jeweils alle vorhandenen Daten eines Parameters der Anlage Lincay gegen die ebenfalls zusammengefaßten Daten der Anlage Terao getestet. Die Tests wurden mit einer 5-prozentigen Irrtumswahrscheinlichkeit ($\alpha = 0.05$) durchgeführt.

3.7.3.5 C/N-Analyse

Für die Bestimmung von Kohlenstoff und Stickstoff einiger ausgesuchter Sedimentproben wurde das Gerät LECO CHN1000-Analyser benutzt. Nach folgender Methode wurde vorgegangen:

- Die trockenen Proben wurden in einem Mörser homogenisiert und dann in einem Trockenschrank bei 50 °C auf Gewichtskonstanz gebracht. Anschließend wurde die Sedimentprobe in eine Zinnfolie eingewogen. Es wurde der Gesamtkohlenstoff und der organische Kohlenstoff bestimmt, um damit Rückschlüsse auf den Carbonatan- teil (Differenz zwischen Gesamtkohlenstoff und organischem Kohlenstoff) ziehen zu können. Um den organischen Kohlenstoff in der Probe zu bestimmen, wurde diese nach Einwaage in die Zinnfolie mit Phosphorsäure angesäuert;
- Die C/N-Analyse erfolgte wie unter 3.4.1.9 beschrieben.

Diese Methode erzielte hohe Genauigkeiten bei der Bestimmung des organischen Anteils in den Sedimentkernproben.

3.7.3.6 Korngrößenverteilung

Die Korngröße der Stationen 6 und 8 wurden für beide Anlagen aus Sedimentkernen der ersten 7 cm bestimmt. Anhand der Korngrößenverteilung sind Aussagen über den organischen Abbau im Sediment möglich. Hierfür wurden die trockenen Proben gewogen und durch eine Siebbatterie (< 63 µm bis 2000 µm) gesiebt. Danach wurde jede Korngrößenfraktion getrennt gewogen (BUCHANAN 1984).

3.7.4 Sedimentationsraten

Sedimentationsraten wurden nur in der Anlage Terao bestimmt, da diese Anlage geringe Strömungsgeschwindigkeiten aufweist und daher Sedimentfallen aufgestellt werden konnten. Bei der Anlage Lincay wäre der Neigungswinkel der Fallen zu groß gewesen. Der Meeresboden ist hier teilweise felsig und uneben, so daß eine feste Verankerung nur sehr schwer möglich wäre. Bei den relativ starken Strömungen kann auch sedimentiertes Material aus den Sedimentfallen hinausgespült werden.

Um die Sedimentationsraten zu bestimmen, wurden zehn Sedimentfallen aus PVC gebaut. Das Design und die Dimension der Fallen sind der Abb. 8 zu entnehmen. Die Fallen wurden an den gleichen Stationen ausgesetzt, die für Sedimentkernproben verwendet wurden (Abb. 4). Sie wurden etwa 1 m über dem Boden verankert und mit der Unterwasser-Videokamera überprüft. Aus Zeitgründen und auf Grund der Wetterbedingungen konnte dieser Versuch nur einmal durchgeführt werden. Am 21.05.92 um 17:30 h wurden die Fallen verankert und nach 36 Stunden am 23.05 um 5:30 h wieder eingeholt. In diesem Zeitraum erfolgten zwei Fütterungen. Die Wassertemperatur in Bodennähe betrug 11-11.5 °C. Aus technischen Gründen konnten von den insgesamt zehn Fallen nur vier ordnungsgemäß eingeholt werden. Diese entsprachen den Stationen 1, 3, 5 und 6.

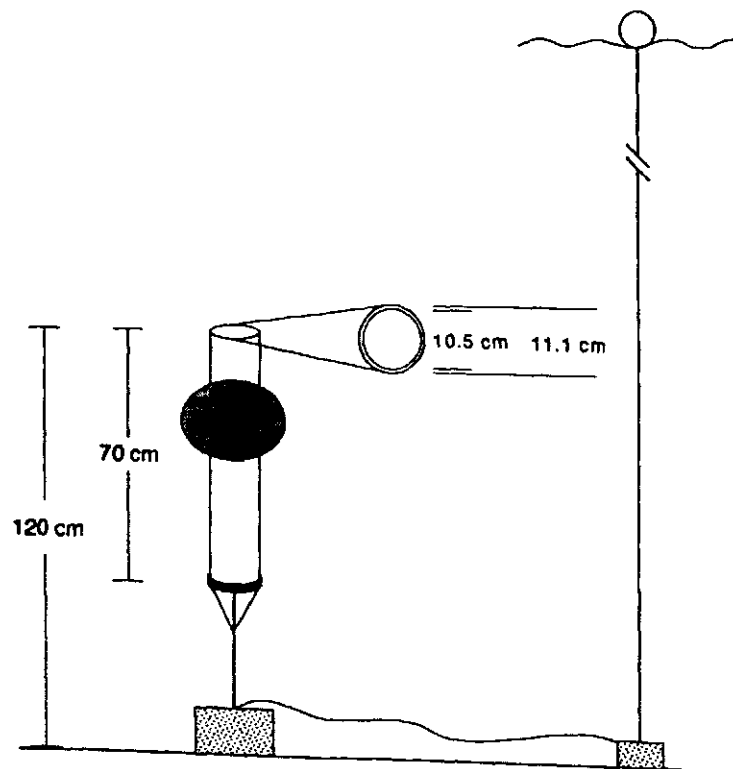


Abb. 8: Schematische Darstellung der Positionierung der Sedimentfallen in Bodennähe. Die Fallen wurden auf den selben Transekten ausgebracht, auf denen Sedimentproben genommen wurden (s. Abb. 4).

Das Sediment wurde gewogen und bei 60 °C bis Gewichtskonstanz in einem Trockenschrank getrocknet. Die Trockensubstanz wurde wieder gewogen und der Wassergehalt (in %) bestimmt. Anhand einer CHN-Analyse wurde der Kohlenstoffgehalt (in %) bestimmt. Mit Hilfe dieser Daten konnte für jede Station die Sedimentationsrate in $\text{g Sediment m}^{-2} \text{d}^{-1}$ und $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ berechnet werden.

3.7.5 *In situ*-Sauerstoffzehrung des Sediments

Die Sauerstoffzehrung des Meeresbodens unter den Käfigen wurde in einer geschlossenen Kunststoffkammer mit bekanntem Volumen (56.13 dm^3) und Fläche (1509 cm^2) bestimmt, um den Kohlenstoffabbau berechnen zu können. Das Design dieser Kunststoffglocke kann der Abb. 9 entnommen werden.

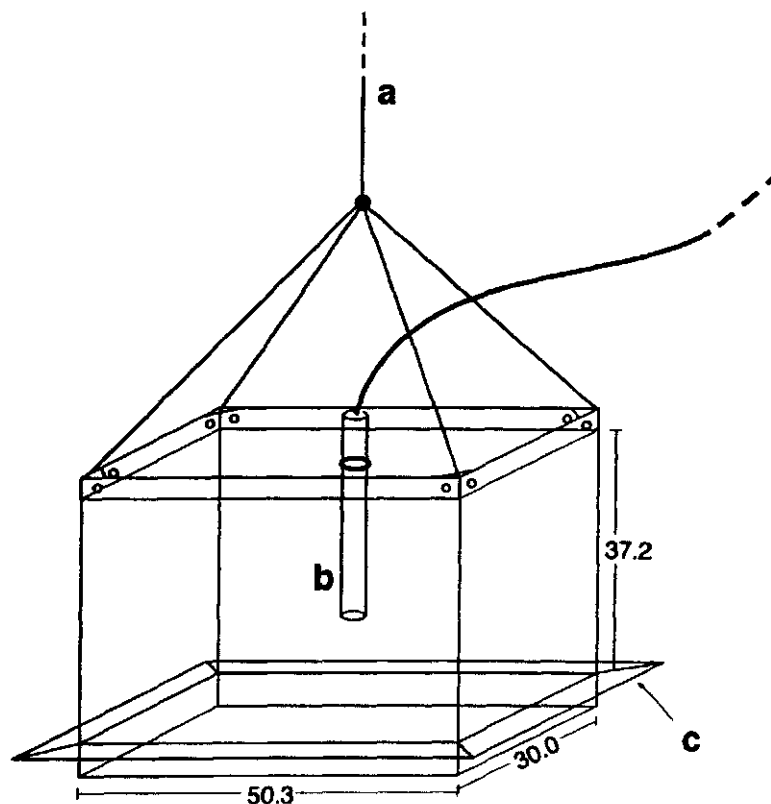


Abb. 9: Auslegung der Kunststoffglocke (transparent, Plexiglas) zur Ermittlung der Sauerstoffzehrung im Sediment. (a) = Markierungsleine zur Boje; (b) = Sauerstoffelektrode mit eingebautem Magnetrührer; (c) = Randwulst, als Abschluß auf Weichböden.

Vor Versuchsbeginn wurde die Kammer auf Dichtigkeit und Innendurchmischung geprüft. Dies wurde in der Gezeitenzone auf sandigem Boden durchgeführt. Bei Hochwasser wurde die Kammer von einem Steg heruntergelassen. Danach wurde auf Niedrigwasser gewartet. Als die Kammer trocken lag, aber noch mit Wasser gefüllt war, konnte ihre Dichtigkeit überprüft werden. Mit Zufuhr von Methylen-Blau über einen dünnen Schlauch wurde geprüft, ob das Wasser in der Kammer gut durchmischt wurde. Dieser Versuch fand nur in der Anlage Terao statt, da dort der Meeresboden sandig war. Bei der Anlage Lincay hingegen war der Boden grobkörnig (meist steinig bis felsig), so daß dieses System nicht eingesetzt werden konnte.

Die Sauerstoffsonde mit dem angeschlossenen Batterierührer wurde durch ein Loch auf der oberen Seite in die Kammer gesteckt und luftdicht befestigt. Auf der oberen Seite der Kammer wurden Steine zur Beschwerung aufgelegt, damit die Kammer in das Sediment hineingedrückt wurde. Die Kammer wurde an ihren vier Ecken mit Seilen befestigt, womit das System von der Anlage bis zum Boden heruntergelassen werden konnte. Das korrekte Aufsetzen und Schließen der Kammer wurde mit der Videokamera beobachtet. Mit dem Data-Logger wurde dann alle 30 Sekunden ein Sauerstoffwert aufgezeichnet. Aus der Steigung der resultierenden Kurve (Zeit und Sauerstoffverbrauch) konnte anschließend der Kohlenstoffabbau im Sediment berechnet werden.

Die Kammer ist aus durchsichtigem Material gebaut, um natürliche Lichtbedingungen zu gewährleisten. Außerdem herrschten in dem von der Kunststoffkammer eingeschlossenen Wasserkörper die gleichen Druckverhältnisse und Temperaturen wie im umgebenden Wasser. Die Meeresbodenfläche innerhalb der Kammer blieb ungestört.

Die Ergebnisse wurden nach folgenden Formeln berechnet:

$$Rl_{O_2} = \frac{|\Delta O_2|}{\Delta t} * V / A$$

wobei:

Rl_{O_2} : Sauerstoffzehrung [$\text{mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

$\frac{|\Delta O_2|}{\Delta t}$: Abnahme des Sauerstoffgehaltes pro Zeitintervall Δt [$\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$]

V : Innenvolumen der Kunststoffkammer [dm^3]

A : Eingeschlossene Meeresbodenfläche in der Kunststoffkammer [m^2]

Die Sauerstoffzehrung in [mmol O₂ m⁻² d⁻¹] ergibt sich aus:

$$R2_{O_2} = R1_{O_2} / 32$$

Der Abbau von organischem Kohlenstoff [g C m⁻² d⁻¹] wurde anschließend mit folgender Formel errechnet:

$$C_{Abb} = R2_{O_2} * 12 / 1000$$

3.7.6 Bathymetrie beider Anlagen und angrenzender Gebiete

Mit einem Lowrance X-16 Echolot wurden bei konstanter Schiffsgeschwindigkeit 25 Bodenprofile abgefahren, um die Topographie des Meeresbodens zu erfassen. Die Tiefen der Echolotaufzeichnungen wurden auf eine Karte übertragen. Mit der PC-Software "Surfer" wurden mit diesen Daten Isoplethendiagramme und dreidimensionale Darstellungen des Meeresbodens erzeugt.

3.7.7 Unterwasser-Videoaufnahmen

Das Unterwasser-Videosystem wurde in beiden Anlagen eingesetzt, um Veränderungen (z.B. Sedimentauflageschicht, *Beggiatoa spp.*-Bewuchs) auf dem Meeresboden unter den Anlagen darzustellen. In den Abb. 3 und 4 ist eine schematische Darstellung der aufgezeichneten Bodenprofile dargestellt. Anhand des Videomaterials konnten grobe Abschätzungen der Meeresbodenveränderungen, Informationen zur Bodenstruktur und die Meeresfauna außerhalb der Käfige vorgenommen und dokumentiert werden. Für diese Zwecke wurde ein Schwarz-Weiß-Videosystem (Seamatrix) mit 50 m Kabel eingesetzt. Die Kamera wurde in einem Metallgestell (Schlitten) installiert und von Bord eines Motorbootes bzw. von den Netzkäfiganlagen auf den Meeresboden abgesetzt (Abb. 10, s.S. 54). Außerdem wurde die Kamera ohne Metallgestell bis zum Meeresboden herabgelassen, um freilebende Fische in der Wassersäule zu beobachten. An Bord wurde das Videosignal der Kamera auf dem Monitor dargestellt und auf einem Video-Recorder (SONY GV-300E) aufgezeichnet.

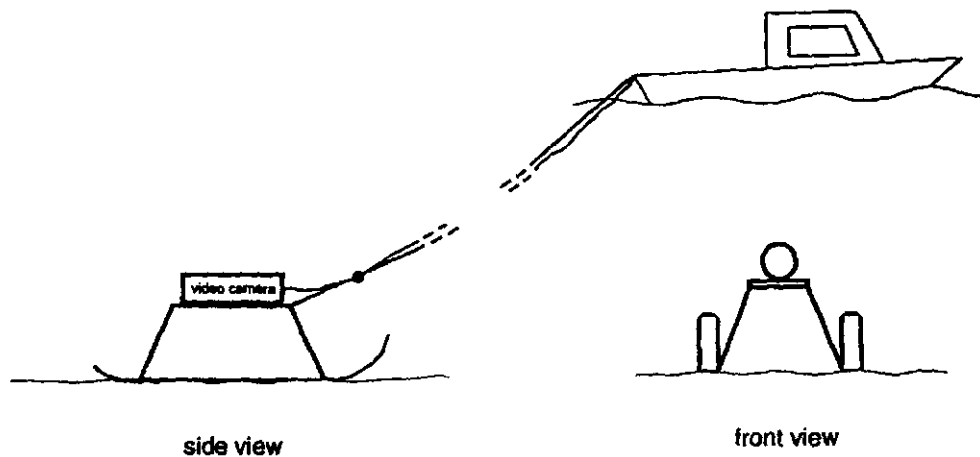


Abb. 10: Schematische Darstellung des vom Boot aus eingesetzten Schlittens für die Videoaufnahmen auf Sedimenttransekten (Position und Ausrichtung dieser Transekte s. Abb. 3 und 4).

3.7.8 Massenbilanz

Für beide Anlagen wurde eine Bilanzierung des Nährstoffeintrags, -umsatzes und -verlustes (in die Umwelt) für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor berechnet. Die Berechnungen wurden als monatliche Mittelwerte für die Zeiträume Januar 1991 bis April 1992 und Februar 1992 bis April 1992 dargestellt. Folgende Berechnungsschritte wurden durchgeführt:

- **Eintrag über Futtermittel:** Berechnung von C, N und P in der Futterzugabe (in Tonnen). Dafür wurde der Wassergehalt der Pellets in Höhe von 7.5 % berücksichtigt. Die prozentualen Anteile im Futter von C, N und P wurden von der Nährstoffanalyse des lokal verwendeten Futters übernommen;
- **Umsatz in das Produkt:** C, N und P im Biomassenzuwachs (in Tonnen). Die monatlichen Sterblichkeiten und Probennahmen wurden in der Berechnung berücksichtigt. Der Wassergehalt der Lachse (75 %) wurde von Literaturangaben übernommen (PENCZAK *et al.* 1982). Für die Berechnungen wurden 47 %, 10 % und 2 % für jeweils C, N und P Trockenbiomasse verwendet (PENCZAK *et al.* 1982);
- **Verluste in die Umwelt:** Ergeben sich als Differenz der beiden oben aufgezählten Punkte.

3.8 Magenuntersuchungen bei freilebenden Fischen

Freilebende Fische wurden mit Angelhaken und Muschelfleisch (*Mytilus chilensis*) als Köder etwa eine halbe Stunde nach der Fütterung gefischt, um deren Mägen zu untersuchen und semiquantitative Aussagen über Wegfraß von Futterresten (Pellets) zu machen. Die Längen der Fische wurden gemessen und die Geschlechter bestimmt. Anschließend wurde der Mageninhalt semiquantitativ beschrieben. An den Anlagen gab es keine genauen Waagen, um genauere Untersuchungen vorzunehmen. Diese Untersuchung ist nur einmal durchgeführt worden.

3.9 Modellrechnungen zur Dispersion der organischen Feststofffracht

Erste Ansätze von Modellrechnungen zur Dispersion von Feststoffen wurden von HAGINO (1977); FOX (1990) und GOWEN *et al.* (1988, 1989 & 1994) entwickelt (Abb 11). Aufbauend auf auf diese Arbeiten wurde ein eigenes modifiziertes Simulationsmodell entwickelt, das bei der Dispersion (Verfrachtung) und Rate von organischen Feststoffen in Form von $g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$ unter und in unmittelbarer Nähe der Anlagen zahlreiche bisher nicht berücksichtigte Faktoren einbezieht.

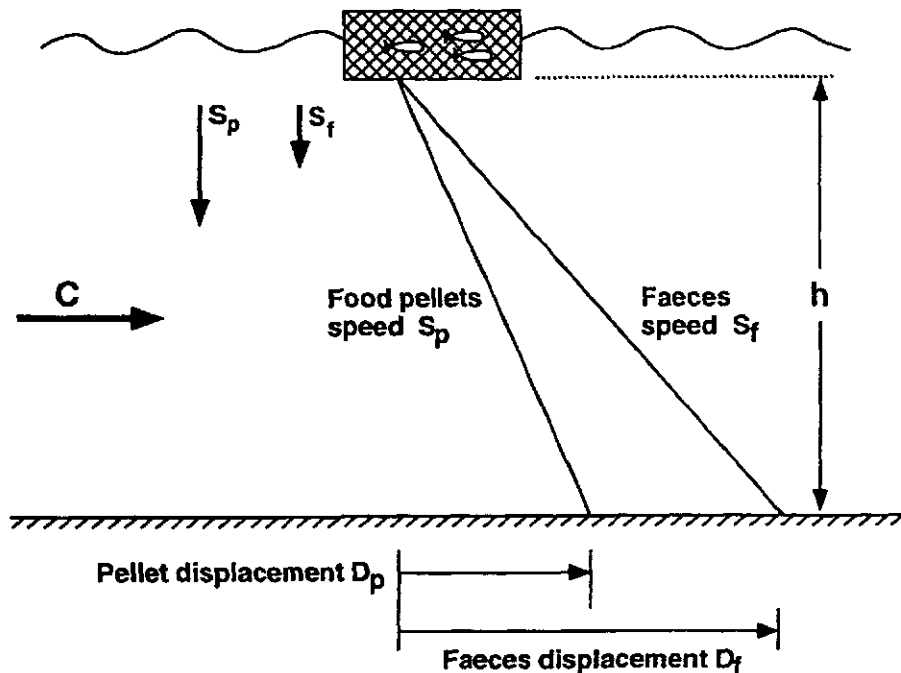


Abb. 11: Schematische Darstellung der Dispersion von Futterresten und Faeces unter einer Käfiganlage. C = Strömungsgeschwindigkeit und Richtung; S_p = Sinkgeschwindigkeit Pellets; S_f = Sinkgeschwindigkeit Faeces; h = berücksichtigte Wassertiefe; D_p = Dispersion Pellets und D_f = Dispersion Faeces.

Die neu berücksichtigten Aspekte in dem Simulationsmodell sind im folgenden aufgeführt:

- Verwendung einer detaillierten Bodentopographie des Untersuchungsgebietes. (Abb. 12);
- Horizontale (Berücksichtigung der Topographie) und vertikale (Strömungsprofil, siehe Abb. 13) Strömungskorrektur (bei Verwendung von einem Strömungsmesser);
- Berechnung der Sedimentation von verschiedenen Fraktionen für Faeces und Pellets (falls nötig) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Sedimentationsgeschwindigkeiten;
- Korrektur der Startgeschwindigkeit an der Teilanlage je nach Topographie, Strömungsrichtung und Verankerungsposition des Strömungsmessers;
- Wegfraß des Pelletverlustes durch freilebende Wildfische und die damit verbundene Umweltentlastung. (Abb. 13);
- Degradation von organischem Kohlenstoff am Meeresboden.

Bei Simulationen mit konstanter Wassertiefe ist außerdem folgendes neu im Modell:

- Verwendung von Daten mehrerer (bis zu fünf), auf verschiedenen Tiefenhorizonten, verankerten Strömungsmessern (Abb. 12);
- Berücksichtigung der Veränderung der Wassertiefe mit dem Tidenrhythmus, vor Ort gemessen.

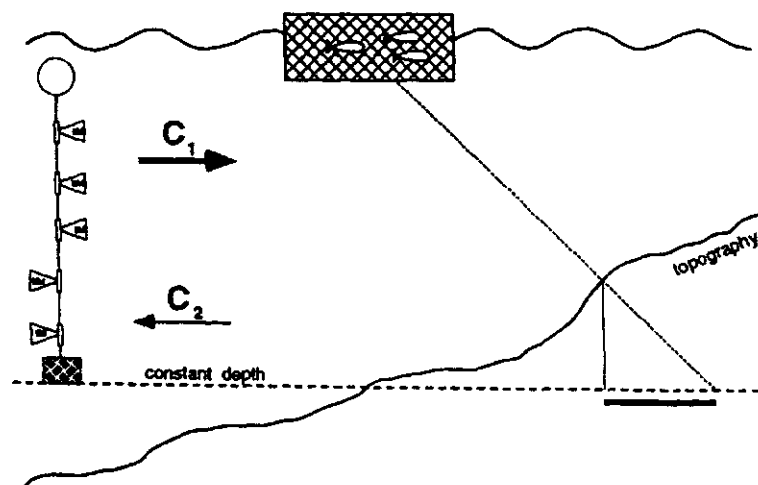


Abb. 12: Schematische Darstellung eines Vergleiches der mittleren konstanten Tiefe (gestrichelte Linie) und der Topographie (durchgehende Linie) unter einer Teilanlage bei der Berechnung der Sedimentation. Der schwarze Balken auf der unteren rechten Seite zeigt den auftretenden Unterschied der Dispersion eines Partikels (feingestrichelte Linie) unter Berücksichtigung der Bodentopographie bei der Berechnung. C_1 = starke Strömungsgeschwindigkeit und Richtung im oberen Bereich; C_2 = schwache Strömungsgeschwindigkeit und Richtung in der Nähe des Meeresbodens. Auf der linken Seite ist die schematische Darstellung einer Verankerung mit fünf Strömungsmessern dargestellt.

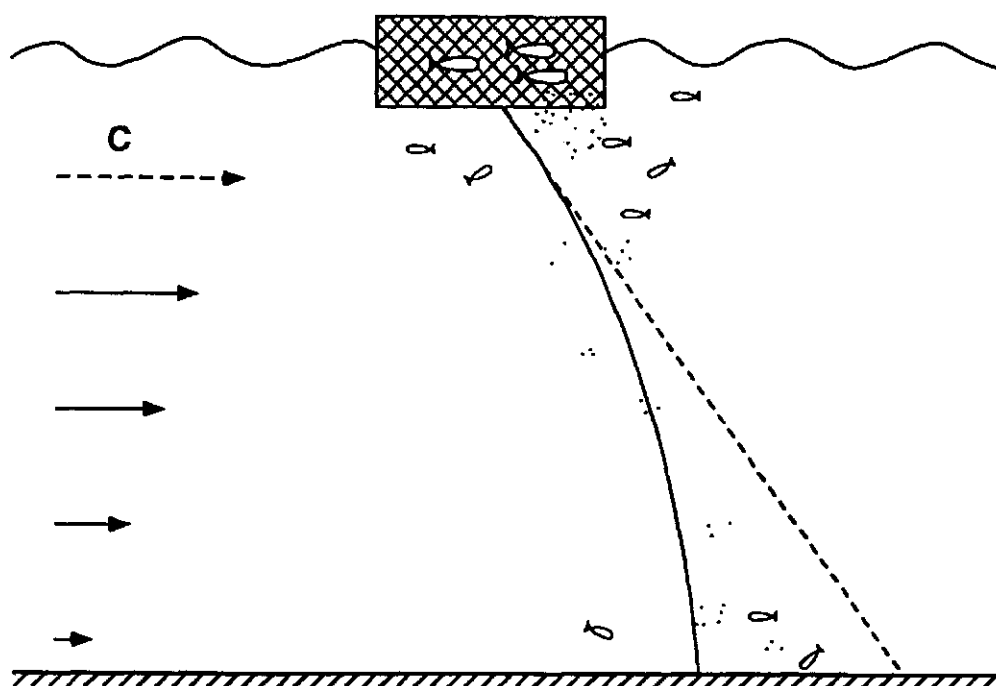


Abb. 13: Schematische Darstellung der Fallbahn von Partikeln unterhalb der Teilanlage bei konstanter Strömungsgeschwindigkeit (C) bis zum Meeresboden (gestrichelte Linie) und bei abnehmender Strömungsgeschwindigkeit (durchgehende Linie). Der Wegfraß von Futterresten durch freilebende Fische ist ebenfalls dargestellt.

Modellbeschreibung:

Im Modell werden die Anlage und der Meeresboden in 1 m^2 -Zellen aufgeteilt. Es wird angenommen, daß die organische Feststofffracht gleichmäßig auf der Anlagenfläche verteilt ist. Bei sehr großen Verteilungsflächen können auch $4, 9, 16 \text{ m}^2$ usw. Zellen verwendet werden. Der Futterverlust und die Faeces werden als Anteil des Futterangebotes in $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ berechnet. Dem Futterverlust und den Faeces wird je ein Partikel zugewiesen. Die Gesamtzahl Partikel wird als Produkt der Anzahl von Simulationsstartpunkten an der Anlage und der Anzahl vorhandener Datenpunkte zur Strömung bestimmt. Als Simulationsstartpunkt wird jeder Quadratmeter oder eine größere Unterteilung auf der Anlage definiert. Die Gesamtmenge Kohlenstoff für Futterverlust und für Faeces (Abb. 14 von GOWEN *et al.* (1989) und BERGHEIM *et al.* (1991) abgeleitet und in Rechtecken verdeutlicht) wird durch die Gesamtanzahl Partikel dividiert, so daß jedem Teilchen ein Wert in $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1} \text{ Partikel}^{-1}$ zugewiesen wird. Die Verdriftungsrichtung wird von der vor Ort gemessenen Strömungsrichtung (als u und v Komponenten im Karthesischen Koordinatensystem) definiert. Die Verdriftung wird über die Strömungsgeschwindigkeit, die Wassertiefe und die Sedimentationsgeschwindigkeit (Fallgeschwindigkeit) der Partikel berechnet (Abb. 11). Das Modell wurde mit einem

selbstgeschriebenen Programm berechnet, das in Matlab bzw. Programmiersprache C geschrieben ist und auf einem PC, Macintosh oder Großrechner (VAX, UNIX) läuft. Dieses Programm rechnet im Standardfall in vertikalen Schritten von 0.25 m bis zum Meeresboden. Diese Auflösung kann jedoch beliebig geändert werden.

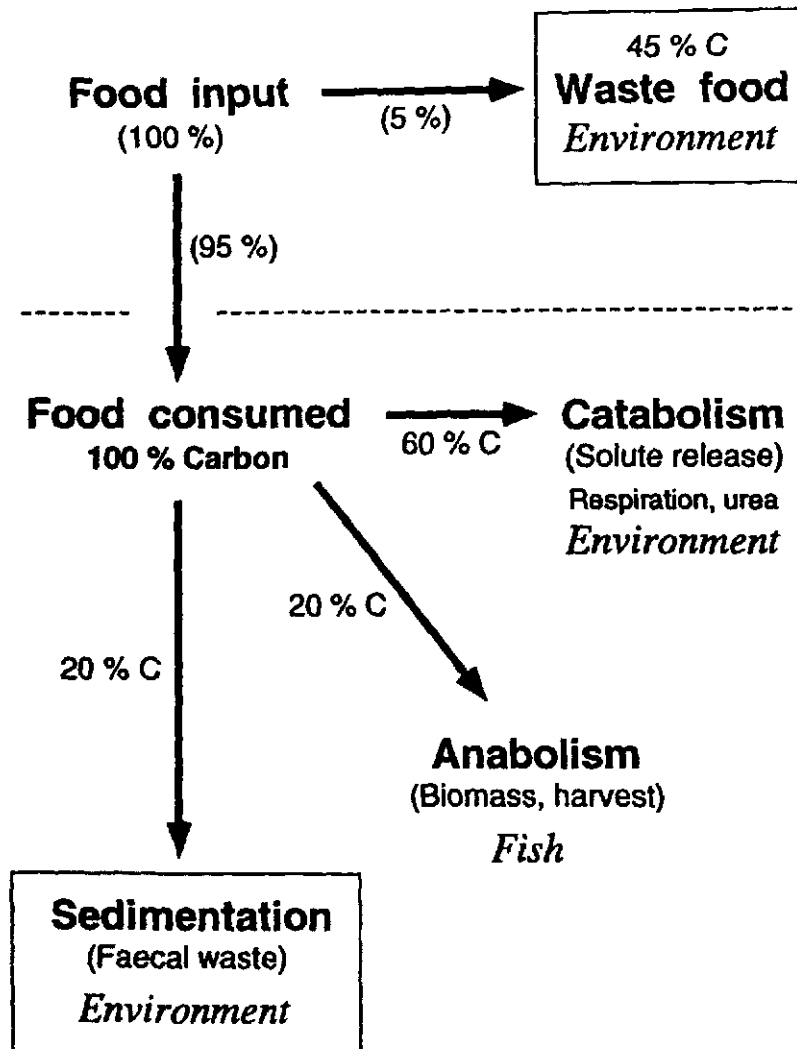


Abb. 14: Geschätzte Bilanzierung des Kohlenstoffflusses in einer Salmonidenkäfiganlage. Kombiniert nach mehreren Autoren (BERGHEIM *et al.* 1991; GOWEN *et al.* 1991) und eigenen Befunden. Die eingerahmten Größen (Waste food, Sedimentation) werden im Sedimentationsmodell verwendet.

Die Ausgabe einer Simulation wird mit graphischen Programmen (z.B. Surfer für Windows, Matlab etc.) verknüpft, um Isoplethendiagramme der Verdriftung und Sedimentationsrate ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) zu erzeugen. Für diese Arbeit wurden die vor Ort gewonnenen Strömungsdaten (Aufzeichnungs-Intervall: Fünf Minuten) verwendet.

Die Verdriftung wird nach folgender Formel berechnet:

$$\text{X Richtung: } D_{(p \text{ or } f)} = I + \frac{h * c * \sin \theta}{S_{(p \text{ or } f)}}$$

$$\text{Y Richtung: } D_{(p \text{ or } f)} = J + \frac{h * c * \cos \theta}{S_{(p \text{ or } f)}}$$

wobei:

$D_{(p \text{ or } f)}$: Verdriftung [m] für Pellets oder Faeces

I, J : kumulative Verdriftung von vorgehenden Rechenschritten [m]

h : Tiefe eines Rechenschrittes [m]

c : Strömungsgeschwindigkeit [m s^{-1}]

θ : Richtung [Grad]

$S_{(p \text{ or } f)}$: Sinkgeschwindigkeit [m s^{-1}] für Pellets oder Faeces

Bei Simulationen, in denen Strömungsprofil und Topographie einbezogen werden, wird die Strömungsgeschwindigkeit bei jedem Rechenschritt korrigiert. Um eine einfache Annäherung eines tidenorientierten Strömungsprofils zu berechnen, wird eine Potenzfunktion (HOLFORT 1988; GOWEN *et al.* 1994) verwendet:

$$c_{cor} = c_s * \left(\frac{z}{Z} \right)^m$$

wobei:

c_{cor} : korrigierte Strömung [m s^{-1}]

c_s : gemessene Strömung auf Käfigtiefe [m s^{-1}]

z : Tiefe bis zum Meeresboden des Partikels an Position x [m]

Z : Gesamttiefe an der Position [m]

m : Exponent mit typischen Werten im Bereich 0.15 bis 0.25

Hierdurch nimmt die Strömungsgeschwindigkeit mit der Tiefe ab und ist auf dem Meeresboden gleich Null. Diese Berechnungen werden bei jedem Rechenschritt neu an die Bodentopographie angepaßt. Um einen Wasserstau bei der Simulation zu verhindern, wird außerdem eine horizontale Strömungskorrektur vorgenommen. Diese Korrektur orientiert sich an der Bodentopographie im Umkreis der Anlage:

Horizontaler Korrekturfaktor: $\frac{h_{ref}}{h_{part}}$

h_{ref} : Tiefe am Simulationsstartpunkt der Käfiganlage. Wird als Referenztiefe bezeichnet.

h_{part} : Tiefe, auf der sich ein Partikel im Simulationsverlauf befindet.

Hierdurch wird die Strömungsgeschwindigkeit bei Ausrichtung des Strömungsvektors auf flachere Zonen erhöht und dementsprechend bei Ausrichtung auf tiefere Zonen gesenkt.

Daraus ergibt sich:

$$c_{cor} = c_s * \left(\frac{z}{Z} \right)^m * \frac{h_{ref}}{h_{part}}$$

Die Strömungsgeschwindigkeiten an den Simulationsstartpunkten der Anlage können, je nach Situation vor Ort, nach zwei Methoden in das Modell einbezogen werden:

- (a) Es wird angenommen, daß die Strömungsgeschwindigkeit an einem bestimmten Zeitpunkt an allen Simulationsstartpunkten auf der Anlage gleich ist. Diese Strömungsgeschwindigkeit wird in jedem Rechenschritt der Modellrechnung (bis zum Meeresboden) getrennt für jeden Startpunkt je nach Tiefenänderung im Umfeld korrigiert. (Diese Methode wurde standardmäßig verwendet).
- (b) Die Position des Strömungsmessers im Koordinatensystem in bezug auf die Anlage wird angegeben. Für jeden Simulationsstartpunkt wird der Betrag des Strömungsvektors auf der Anlage je nach Tiefenunterschied (zwischen Tiefe bei verankertem Strömungsmesser und Tiefe bei dem Startpunkt der Simulation auf der Anlage) und entstehendem Winkel zwischen der Richtung des Strömungsvektors und den Isoplethenlinien mit dem berechneten Korrekturfaktor multipliziert und somit korrigiert. Bei Strömungsrichtungen, die parallel zu den Isoplethen laufen (z.B. küstenparallele Strömung), ist der Korrekturfaktor 1, d.h. es tritt keine Ände-

zung der Strömungsgeschwindigkeit auf. Bei senkrecht zu den Isolinen laufender Strömungsrichtung ist der Korrekturfaktor am größten. Je größer der Tiefenunterschied zwischen verankertem Strömungsmesser und Startpunkt der Modellrechnung auf der Anlage ist, desto größer ist auch die nötige Strömungskorrektur.

Die weiteren Rechenschritte der Modellrechnung (vom Simulationsstartpunkt an der Käfiganlage -mit korrigierter Strömungsgeschwindigkeit- bis zum Meeresboden) werden wie oben beschrieben durchgeführt.

Der Korrekturfaktor bei (b) wird nach folgender Formel berechnet (s. Abb. 15):

$$F_{cor} = \frac{H_{fm}}{H_{fm} + (H_s - H_{fm}) * |\cos \varphi|}$$

wobei:

F_{cor} : Korrekturfaktor

H_{fm} : Tiefe bei verankertem Strömungsmesser [m]
(Position des Strömungsmessers)

H_s : Tiefe am Simulationsstartpunkt der Käfiganlage [m]

φ : Entstehender Winkel zwischen Strömungsrichtung und Isoplethen

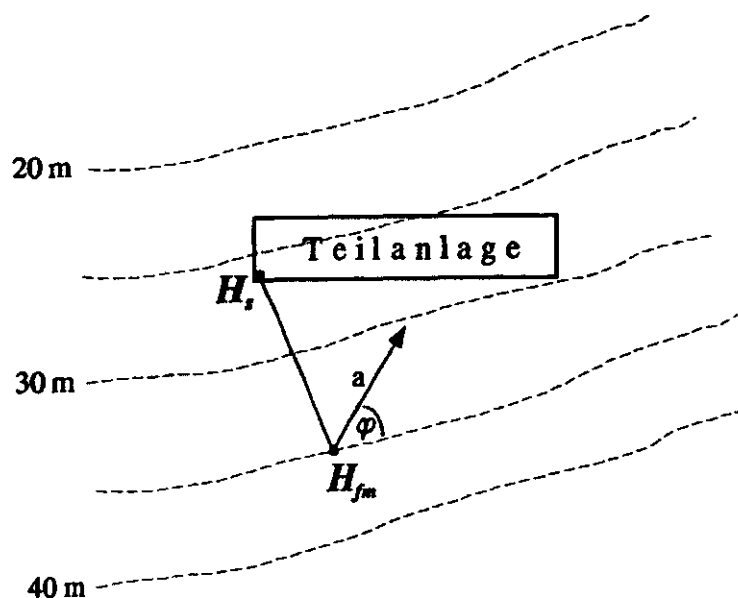


Abb. 15: Schematische Darstellung der Korrektur der Strömungsgeschwindigkeit an der Teilanlage am Startpunkt der Simulation. H_{fm} = Wassertiefe an der Position des verankerten Strömungsmessers; H_s = Wassertiefe am Simulationsstartpunkt an der Teilanlage; a = Richtung der gemessenen Strömung; φ = Winkel zwischen der Strömungsrichtung und den Tiefen-Isoplethen.

Daten für folgende Variablen sind für die Durchführung jeder Simulation nötig:

- Detaillierte Strömungsmessungen (Richtung [Grad] und Geschwindigkeit [cm^{-1}]) über eine Nipp- und Springtide (ein Mondzyklus);
- Detaillierte Topographie des Untersuchungsgebietes. Bei einer vereinfachten Simulation ohne Topographie (d.h. konstante Tiefe); wird die mittlere Tiefe unter der Anlage angenommen bzw. berechnet;
- Falls Daten vorliegen, können die Abbauraten von Kohlenstoff ($\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) innerhalb des Untersuchungsgebietes in Matrixform eingelesen werden. Dieser Berechnungsschritt liefert dann die verbleibende Akkumulation der Feststoffe, ausgedrückt in $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, die sich von der Gesamtsedimentation deutlich unterscheidet;
- Länge und Breite der Anlage in [m]. Bei kreisförmigen Anlagen kann das Programm entsprechend angepaßt werden. Für den Einsatz des Modells in dieser Arbeit war dies nicht notwendig, da die untersuchten Anlagen ausschließlich aus rechteckigen Käfigen bestand;
- Geographische Richtung der Längsachse der Anlage [Grad];
- Angaben über die Sinkgeschwindigkeit von Pellets und Faeces. Die Faeces können optionsweise in bis zu fünf Fraktionen mit entsprechenden Sinkgeschwindigkeiten unterteilt werden. Für Pellets können auch mehrere Fraktionen im Modell berücksichtigt werden, eine Spezifizierung, die für diese Arbeit nicht notwendig war;
- Futtermenge [kg] und entsprechendes Zeitintervall [d];
- Wassergehalt des Futters [%];
- Kohlenstoffgehalt des Futters in [%] bezogen auf die Trockenmasse;
- Die von den Fischen konsumierte Futtermenge [%], d.h. verabreichte Futtermenge (100 %) abzüglich des Futterverlustes [%];
- Anteil an Kohlenstoff in den Faeces [%], bezogen auf das konsumierte Futter;
- Optionsweise kann im Rechenmodell berücksichtigt werden, inwieweit Futterverluste von Wildfischen konsumiert werden. Angaben [%] des Pelletverlustes;
- Die für das Strömungsprofil nötigen Potenzkoeffizienten.

Folgende Annahmen wurden gemacht, um das Modell zu vereinfachen bzw. für den jeweiligen Standort realistisch zu gestalten:

- Die Sedimentation von organischem Kohlenstoff geht gleichmäßig von allen Käfigen aus und ist gleichmäßig über die gesamte Fläche der Käfige verteilt;
- Schätzungen der Mengen von Futter- und Faecesverlusten sind für den jeweiligen Standort zuverlässig. Die Ergebnisse der Modellrechnungen werden davon beeinflusst;
- Die detaillierten Topographiedaten des Meeresbodens sind zuverlässig;

- Gute empirische Daten über den Abbau des organischen Materials am Meeresboden liegen vor für den Fall, daß das Modell auch die Degradationsprozesse simulieren soll;
- Die vor Ort gewonnenen Strömungsdaten sind zuverlässig und spiegeln die Hydrographie des Gebietes hinreichend genau wieder (abhängig von der Position der Strömungsmesser);
- Werden Daten von nur einem Strömungsmesser verwendet, so wird angenommen, daß die Potenzfunktion, welche die Strömungsabnahme mit der Tiefe berechnet, eine realistische Annäherung an das vor Ort vorhandene Strömungsprofil darstellt;
- Die Sinkgeschwindigkeiten von lokal verwendeten Futter und Faeces müssen durch Mehrfachbestimmungen vor Ort ermittelt werden, um repräsentative Werte im Modell verwerten zu können.

Aspekte die im Modell nicht berücksichtigt werden:

- Verdriftungsvorgänge von sedimentiertem Material (Resuspension und Transport): Die Resuspension und der Abtransport von erstsedimentiertem Material kann zur Zeit mit diesem Modell nicht berücksichtigt werden.

Weiterhin soll angemerkt werden, daß Änderungen der Strömungsrichtung mit der Tiefe z.Z. nur bei konstanter Tiefe errechnet werden können. Die Verwendung von Daten mehrerer Strömungsmesser (bis zu fünf, echtes Strömungsprofil) ist z.Z. nur unter Berücksichtigung einer konstanten Wassertiefe möglich. Gleiches gilt auch für die Verwendung von Daten über den Tidenhub.

Die verwendeten Grundeinstellungen in den Modellrechnungen waren:

- Potenzkoeffizient für die Berechnung des vertikalen Strömungsprofils: 0.15; (wurde nur im modifizierten Modell verwendet);
- Bei Verwendung des konventionellen Modells wurden folgende konstante Tiefen unter den Teilanlagen eingestellt: 20 m bei Lincay und 22 m bei Terao.
Bei Verwendung des modifizierten Modells wurden die entsprechenden lokalen Topographien benutzt (Abb. 16, s.S. 64);
- Länge und Breite der Teilanlagen: 122 x 26 m bei Lincay und 104 x 26 m bei Terao;
- Auflösung der Berechnungen: 1 m² (Aufteilung des Meeresbodens in Zellen);
- Geographische Ausrichtung der Längsachse der Teilanlagen: 57° bei Lincay und 353° bei Terao;
- Sedimentationsgeschwindigkeiten [m s⁻¹]:
 - Pellets: 0.13
 - Faeces: 0.03;

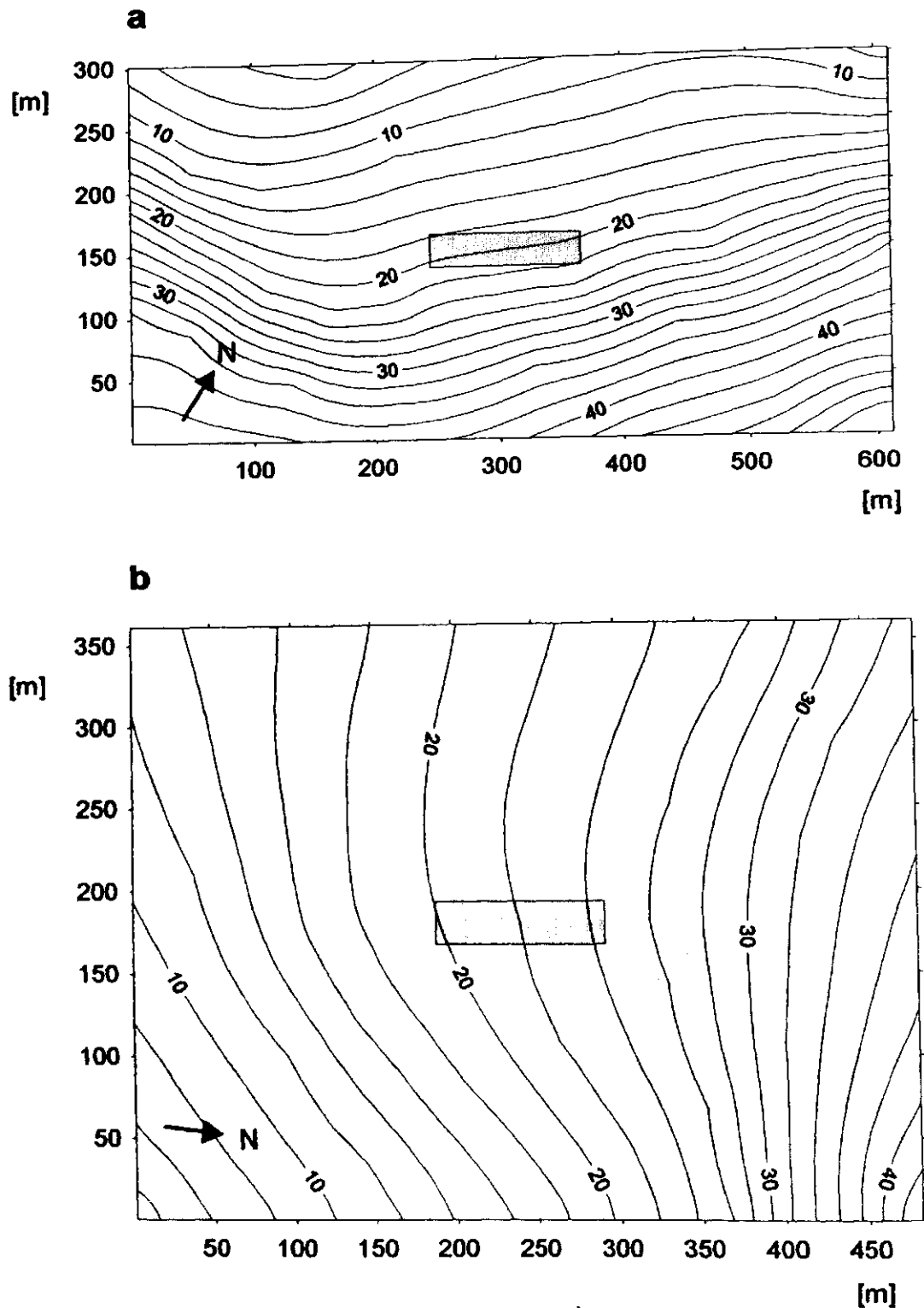


Abb. 16: Topographien, die im Sedimentationsmodell an beiden Untersuchungsorten verwendet wurden: (a) = Lincay; (b) = Terao. In der Mitte liegen jeweils die Teilanlagen I. Die Isolinien beziehen sich auf den Tiefenhorizont der Netzküfigunterseiten, die auf einer Tiefe von -8 m liegen, da von dieser Tiefe die Simulationsmodellrechnungen ausgehen. Die Isoplethen sind in 2-m-Abständen eingezeichnet. (a) = Gefälle von etwa 6°, (b) = Gefälle von etwa 3° unter den Teilanlagen.

- Futterangebot [kg]: 46506 bei Lincay und 51304 bei Terao
 Zeitintervall für Futterangebot [d]: 30
 Wassergehalt des Futters [%]: 7.6
 Kohlenstoffanteil im Futter [%]: 45
 Futterverlust [%]: 5
 Prozent Kohlenstoff in den Faeces (bezogen auf das konsumierte Futter): 20
 Wegfraß des Futterverlustes von Wildfischen [%]: 50;
- Bei Verwendung verschiedener Faecesfraktionen im erweiterten Modell wurden die kumulativen Verteilungskurven der Sedimentationsraten von KROST (pers. Mitt.) und CHRZAN (1994) verwendet und folgende fünf Fraktionen mit den entsprechenden Sedimentationsgeschwindigkeiten angenommen:

Fraktion [%]	Sedimentationsgeschwindigkeit [m s^{-1}]
18	0.015
32	0.02
30	0.03
10	0.05
10	0.07

Für jede Modellrechnung (konventionelles Modell und modifiziertes Modell sowie Varianten dieser Modelle; Topographie, Strömungsprofil, Tidenhub, Berechnung mit verschiedenen Faecesfraktionen und Verwendung der Korrektur der Startgeschwindigkeit an der Teilanlage) wurde die Fläche auf dem Meeresboden für 10, 50 und 95 Prozent des gesamten Kohlenstoffeintrages und der entsprechende Isolinienwert, der diese Fläche umkreist, berechnet. Die Berechnung beginnt am Punkt der Meeresbodenmatrix mit der höchsten Konzentration an sedimentiertem Kohlenstoff und breitet sich zu den Rändern aus. Hierfür wurde ein Programm geschrieben.

4 Ergebnisse

4.1 Zur Topographie, Hydrographie und Umwelt der Standorte

4.1.1 Bathymetrie der Untersuchungsgebiete

In relativ flachen Küstengewässern beeinflusst die Unterwassertopographie die Dynamik der Wasserzirkulation erheblich. Sie hat nicht nur Einfluß auf die Mischungsverhältnisse des Wassers in der Anlage und damit auf die Sauerstoffverfügbarkeit für die Respiration der Fische, sondern auch auf die Dispersion der aus dem Anlagenbetrieb stammenden organischen, absetzbaren Partikelfracht. Somit wirkt sich die Bodentopographie auf die potentielle Akkumulation dieser Stoffe unter und im näheren Umfeld der Anlage aus. Eine genaue Kenntnis der standortspezifischen Dispersion hat daher erhebliche Bedeutung für das Management einer Anlage hinsichtlich ihrer möglichen Umweltauswirkungen.

Die Echolotaufzeichnungen in beiden Gebieten wurden in dreidimensionaler (orthogonaler Projektion) und in zweidimensionaler Darstellung (Isoplethendiagramm) abgebildet. Im Kapitel Material und Methoden wurden beide Ausschnittsformen als Rahmen gezeigt (Abb. 2). In derselben Abbildung wurden die Positionen der Teilanlagen anhand eines symbolischen Balkens dargestellt. Auch in den Isoplethendiagrammen sind die Positionen der Teilanlagen eingezeichnet.

4.1.1.1 Anlage Lincay

Die Anlage Lincay ist in drei Untereinheiten aufgeteilt, die sich am Anfang einer kanal-förmigen, fjordartigen Meeresenge befinden. Der Meeresgrund fällt hier mit etwa 6° Neigung ab. Das Tiefenprofil unter den Teilanlagen reichte deshalb von 25 bis 40 m. Die Ergebnisse der Auswertung bathymetrischer Echolotprofile sind in Abb. 17 (s.S. 68) in einer zwei- und einer dreidimensionalen Darstellung wiedergegeben.

4.1.1.2 Anlage Terao

Die Anlage Terao besteht aus zwei untersuchten Teilanlagen, die in einer Bucht über einem Boden von etwa 3° Gefälle verankert sind. Die Tiefe unter den Untereinheiten begann bei etwa 25 m und endete bei einer Wassertiefe von 31 m. Die bathymetrische zwei- bzw. dreidimensionale Darstellung der Bodentopographie kann Abb. 18 (s.S. 69) entnommen werden.

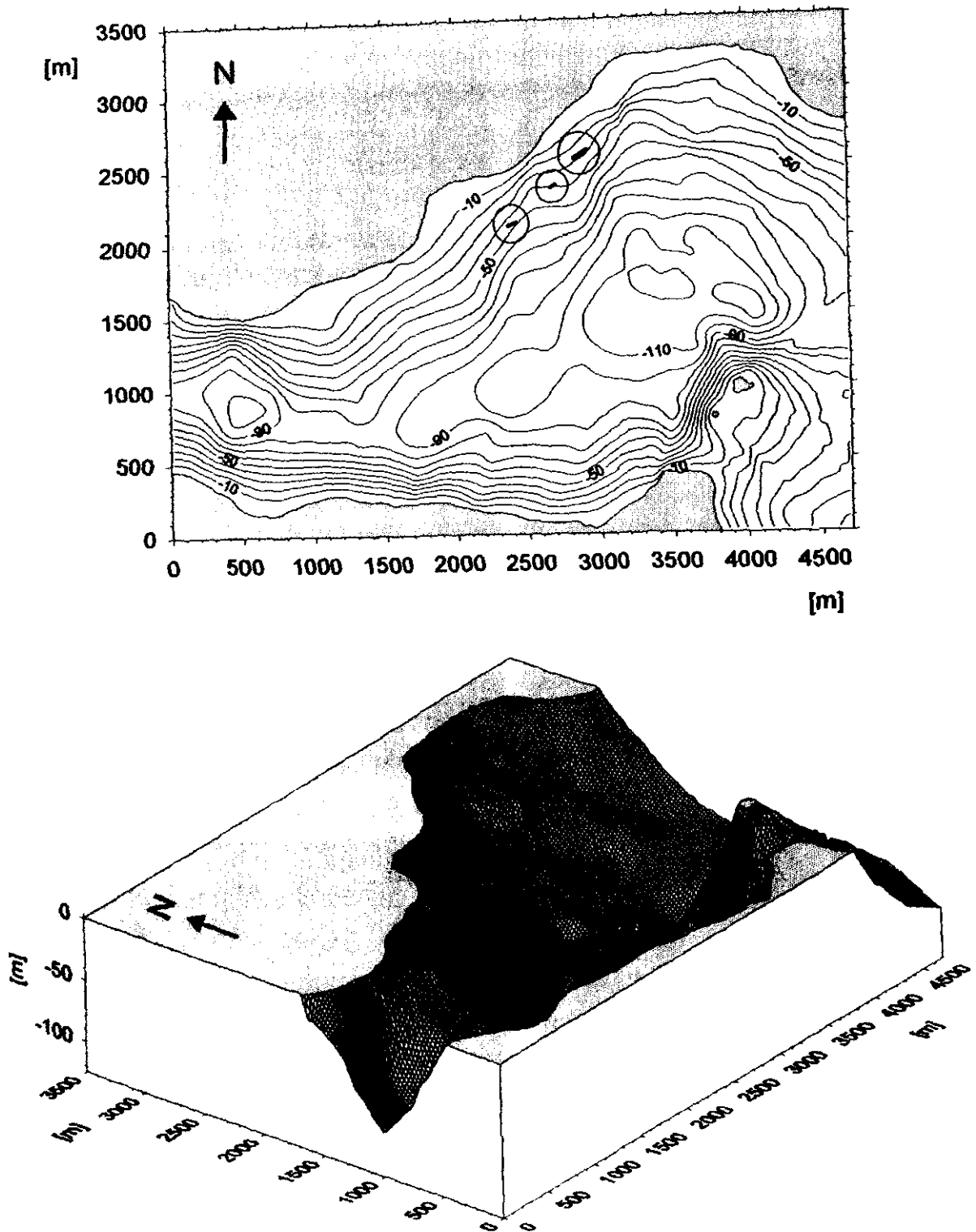


Abb. 17: Standort der Anlage Ilinaay: Isoptikendiagramm (oben) der Tiefenlinien (Abstand jeweils 10 m) berechnet nach Echototaufzeichnungen (Transkripte siehe Material und Methoden) und die räumliche Veranschaulichung des Reliefs (unten). Orientierung des Reliefbildes jeweils nach bester Tiefeneinsicht (Überhöhung zum Flächenmaßstab, 9-fach); Pfeil = Nordrichtung. Eingekreiste Balken repräsentieren Lage, Ausrichtung und Größe der Teillagen (Lage des Kartenausschnitts, Abb. 122).

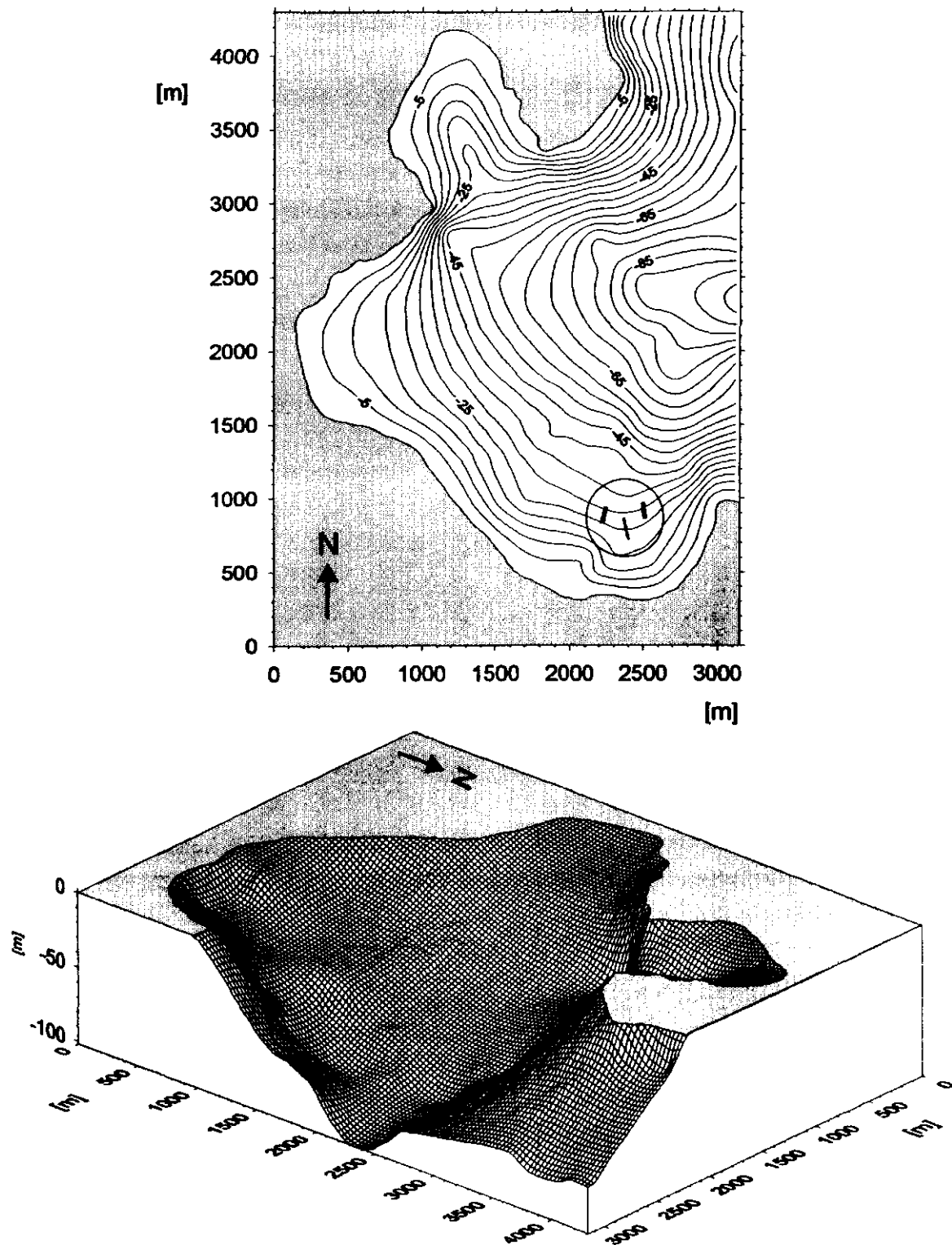


Abb. 18: Standort der Anlage: Terrain-Isoplethendiagramm (oben) und Reliefdarstellung (Abstand je Zeile 150 m) berechnet nach Echtheitsaufzeichnungen (Tausendtel des Maßstabs und Maßstab 1:1000) und die räumliche Veranschaulichung des Reliefs (unten). Orientierung gleich Reliefbild, jeweils nach oben der Geländeansicht (Überhöhung zum Flächenmaßstab, 10-fach); Pfeil = Nordrichtung; Hügelkreise: Bildreproduktionen Lage, Ausrichtung und Größe der Teilanlagen (Lage des Kreisumschnitts: Abb. 2.2).

4.1.2 Die Strömungen im Bereich der Käfiganlagen

Die Gewässer im Bereich der Käfiganlagen werden von unterschiedlich starken Tidenströmen durchflossen, obwohl sie relativ nahe (7.2 km) beieinander liegen. Der Tidenhub schwankt an beiden Standorten während eines Zyklus zwischen 1 m (Nipptide) und 6 m (Springtide). Der Verlauf der Strömungen durch die Käfiganlagen bei verschiedenen Tidenständen wurde mit Hilfe von Strömungsmessern über längere Zeit und an verschiedenen Positionen aufgezeichnet. Im Anhang (Tabelle 1) sind verschiedene Begleitinformationen für die Stationen zusammengefaßt (zur exakten Position der Verankerungen siehe Material und Methoden Abb. 3 und 4).

Die Abbildungen 19 bis 23 (s.S. 71 bis 75) zeigen die Zeitreihen zur Aufnahme von Temperatur, Salzgehalt, Druck (Tiefe des Strömungsmessers in Metern), Strömungsgeschwindigkeit, Vektorzeitreihen ("*stick plots*") für Strömungsgeschwindigkeit und -richtung sowie die Zerlegung der Strömung in Nord- und Ostkomponente an den fünf Verankerungen. Die ersten zwei Darstellungen betreffen die Anlage Lincay, die weiteren drei die Anlage Terao. Die Aufzeichnungen erfolgten in 5-Minuten-Intervallen über Zeiträume von 11 bis 23 Tagen. Zum besseren visuellen Vergleich wurde für alle Graphiken der gleiche Maßstab verwendet.

Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede in den Strömungsmustern im Umfeld beider Anlagen. Der Kruskal-Wallis-H-Test ergab einen signifikanten Unterschied zwischen den fünf Verankerungen ($p = 0.0001$). Der Dunn's-post-hoc-Test ergab keinen signifikanten Unterschied ($p = 0.68$) der Strömungsgeschwindigkeiten zwischen den Verankerungen der Stationen "L1" (Abb. 19) und "L2" (Abb. 20). Alle weiteren Kombinationen ergaben einen signifikanten Unterschied in den mittleren Strömungsgeschwindigkeiten ($p = 0.0001$).

Im Bereich der Anlage Lincay waren die Strömungsgeschwindigkeiten stets höher als an der Anlage Terao. In jedem Fall zeigten sie zugleich einen deutlichen Zusammenhang mit den Tidenmustern. Die Fließgeschwindigkeiten der Strömungen in der Anlage Terao zeigten nur vereinzelte Strömungsspitzen, die teilweise mit den Tiden korreliert werden können. Es war jedoch keine eindeutig tidenorientierte Strömung zu beobachten. Die Zerlegung der Strömungen in Nord- und Ostkomponenten stellt diesen Unterschied sehr gut dar (Abb. 19 bis 23).

Die Vektorzeitreihen in Abbildungen 19 bis 23 zeigen eine sehr gleichmäßig orientierte Strömung um die Anlage Lincay im Gegensatz zu Terao, wo das Muster eher unregelmäßig erscheint. Bei der Zerlegung der Strömungen in Nord- und Ostkomponenten wird deutlich sichtbar, daß die Strömungen bei der Anlage Lincay sehr tidenorientiert sind und bei der Anlage Terao diese von anderen Effekten überlagert werden (z.B. Windeffekten, Reflektion und Überlagerung von Wellen).

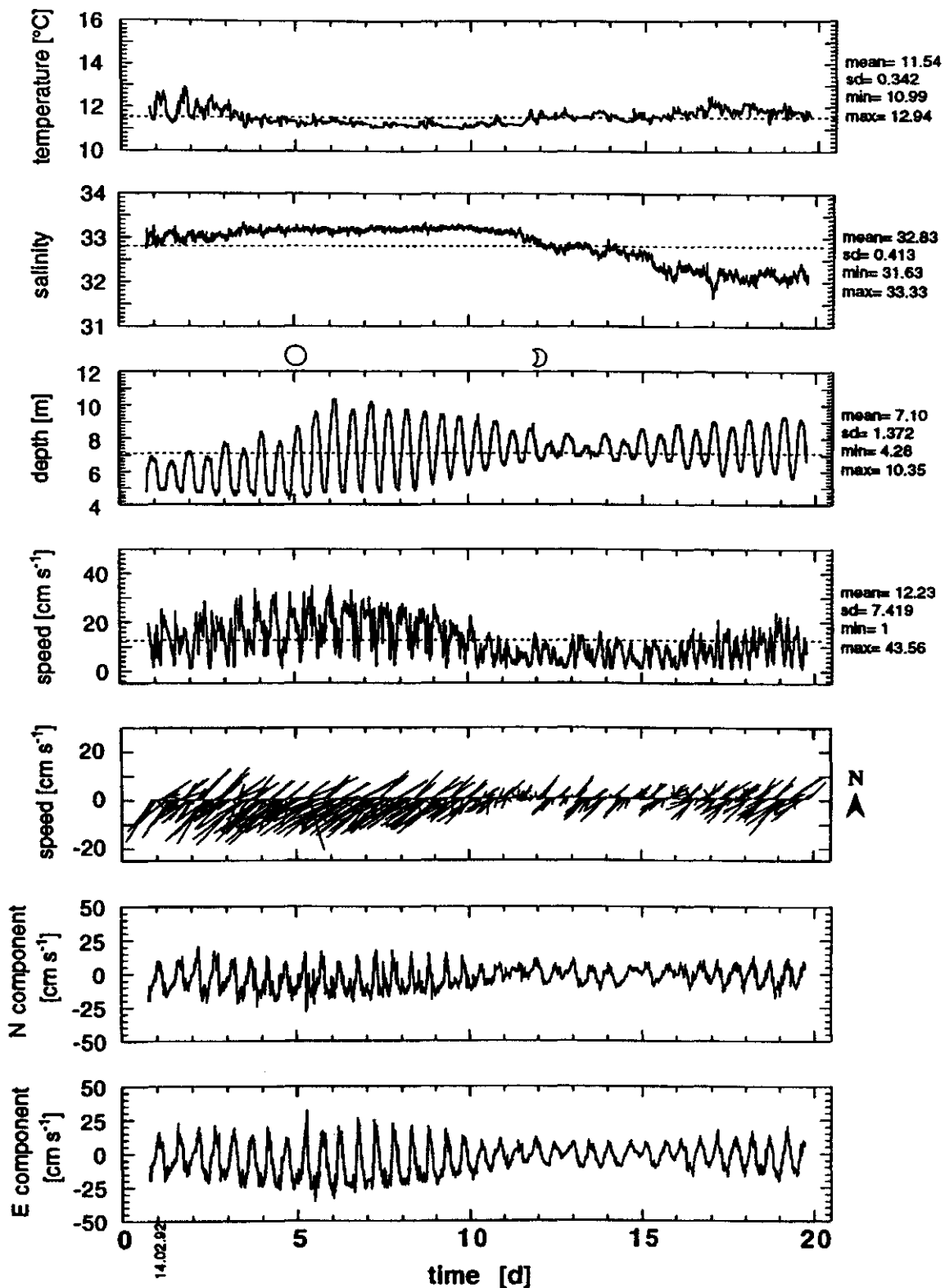


Abb. 19: Verankerungsstation "L1" - Zeitreihen zu den Strömungsverhältnissen und zum Verlauf der Temperatur- und Salzgehaltskurven über mehr als einen Tidenzyklus anhand der Aufzeichnungen eines Aanderaa-Strömungsmessers. Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet, $n = 5\,470$. Die Vektorzeitreihe ist über eine Stunde gemittelt aufgetragen. Die Tiefenangaben repräsentieren die Position des Strömungsmessers in der Wassersäule während der Tiden.

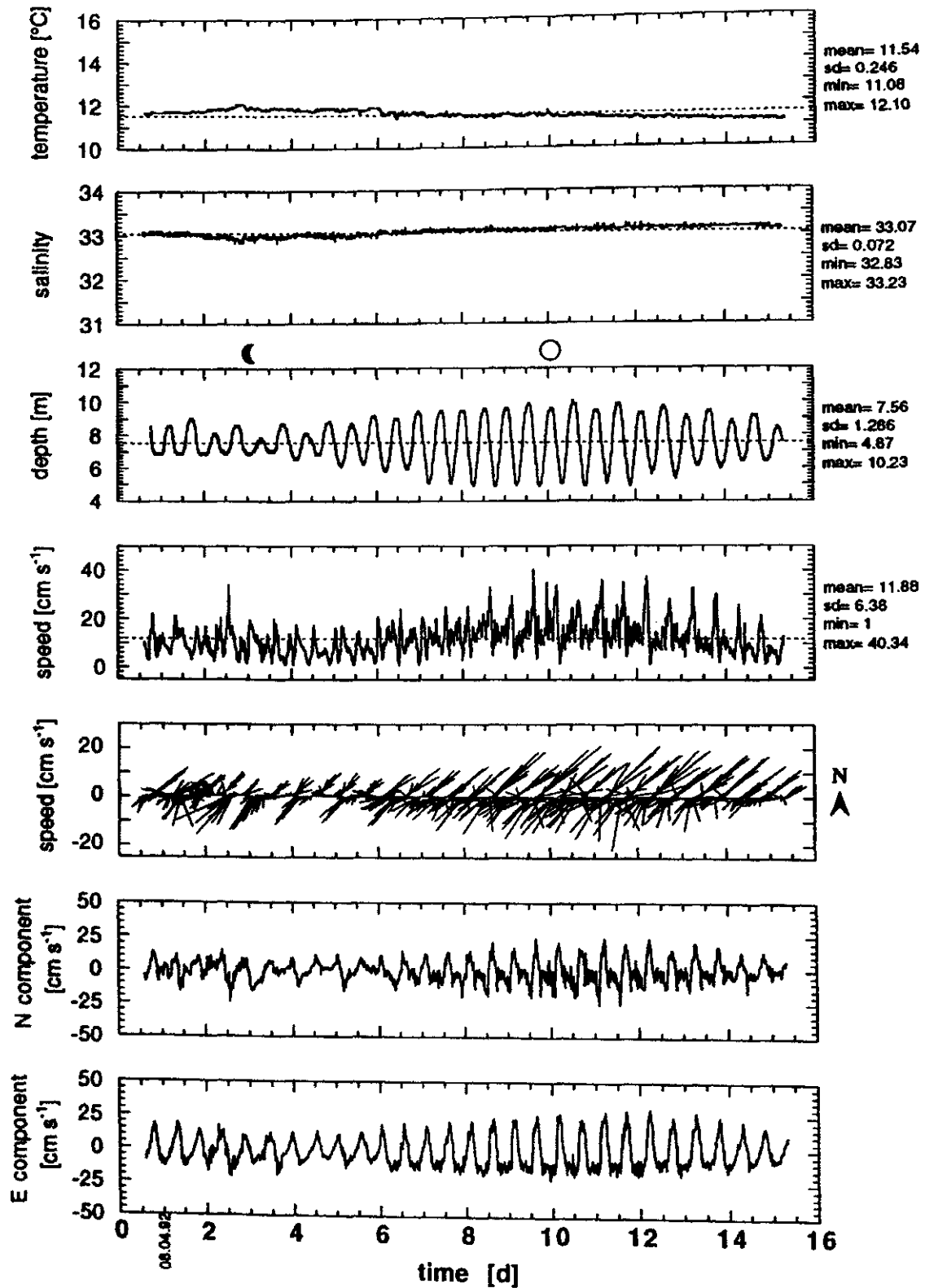


Abb. 20: Verankerungsstation "L2" - Zeitreihen zu den Strömungsverhältnissen und zum Verlauf der Temperatur- und Salzgehaltskurven über mehr als einen Tidenzyklus anhand der Aufzeichnungen eines Aanderaa-Strömungsmessers. Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet, $n = 4\,240$. Die Vektorzeitreihe ist über eine halbe Stunde gemittelt aufgetragen. Die Tiefenangaben repräsentieren die Position des Strömungsmessers in der Wassersäule während der Tiden.

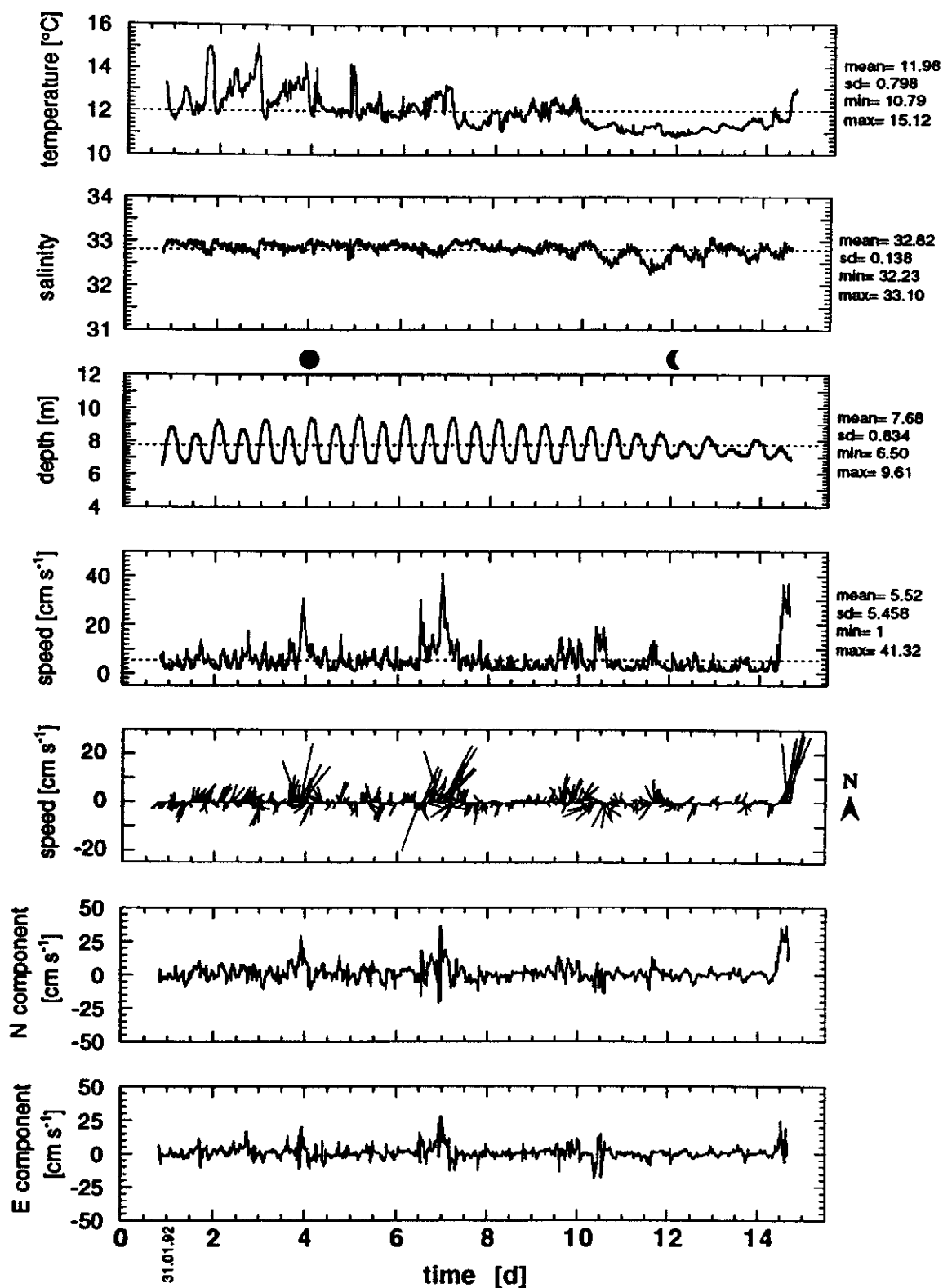


Abb. 21: Verankerungsstation "T1" - Zeitreihen zu den Strömungsverhältnissen und zum Verlauf der Temperatur- und Salzgehaltskurven über mehr als einen Tidenzyklus anhand der Aufzeichnungen eines Aanderaa-Strömungsmessers. Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet, $n = 3\,991$. Die Vektorzeitreihe ist über eine halbe Stunde gemittelt aufgetragen. Die Tiefenangaben repräsentieren die Position des Strömungsmessers in der Wassersäule während der Tiden.

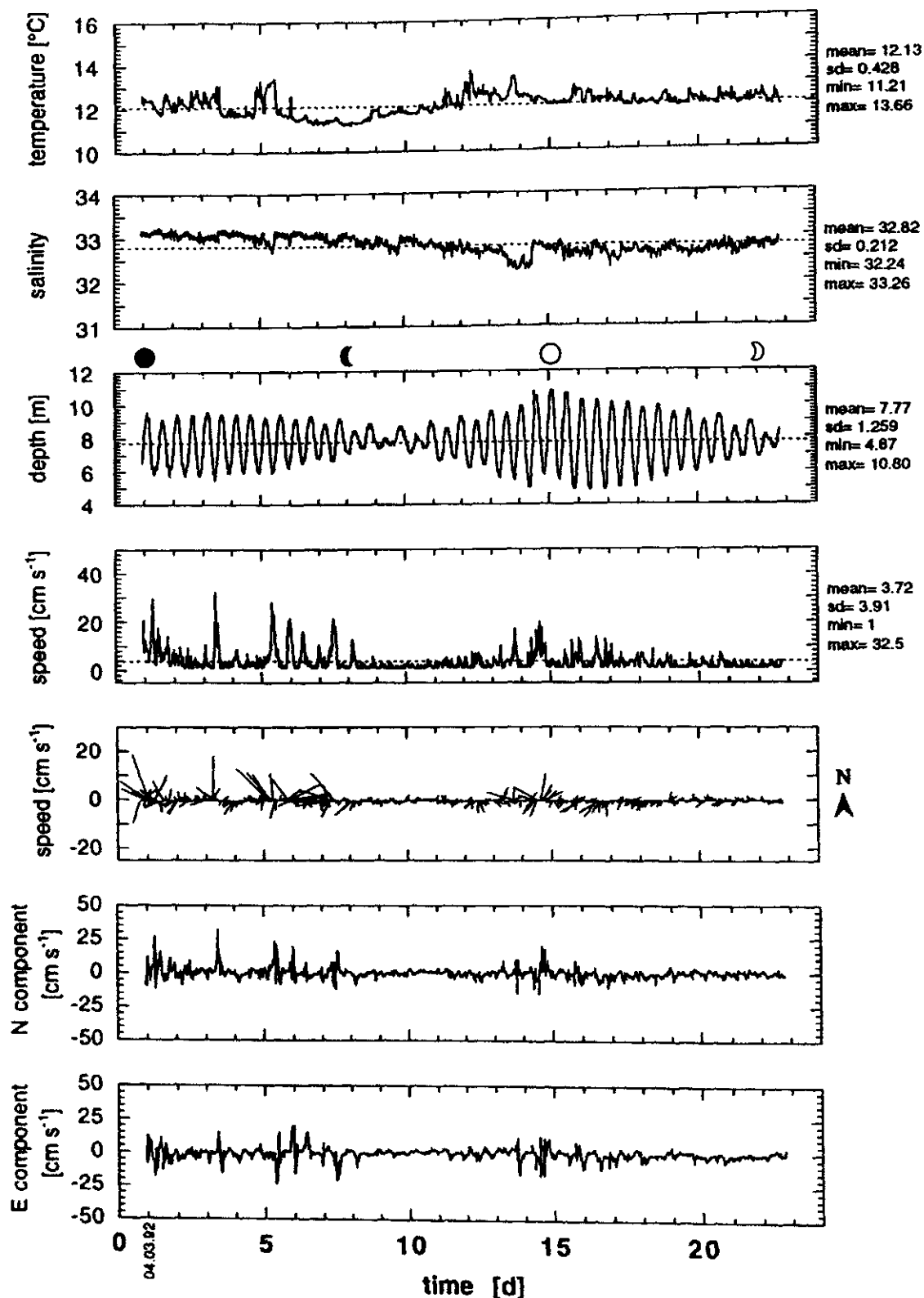


Abb. 22: Verankerungsstation "T2" - Zeitreihen zu den Strömungsverhältnissen und zum Verlauf der Temperatur- und Salzgehaltskurven über mehr als einen Tidenzyklus anhand der Aufzeichnungen eines Aanderaa-Strömungsmessers. Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet, $n = 6\,286$. Die Vektorzeitreihe ist über eine Stunde gemittelt aufgetragen. Die Tiefenangaben repräsentieren die Position des Strömungsmessers in der Wassersäule während der Tiden.

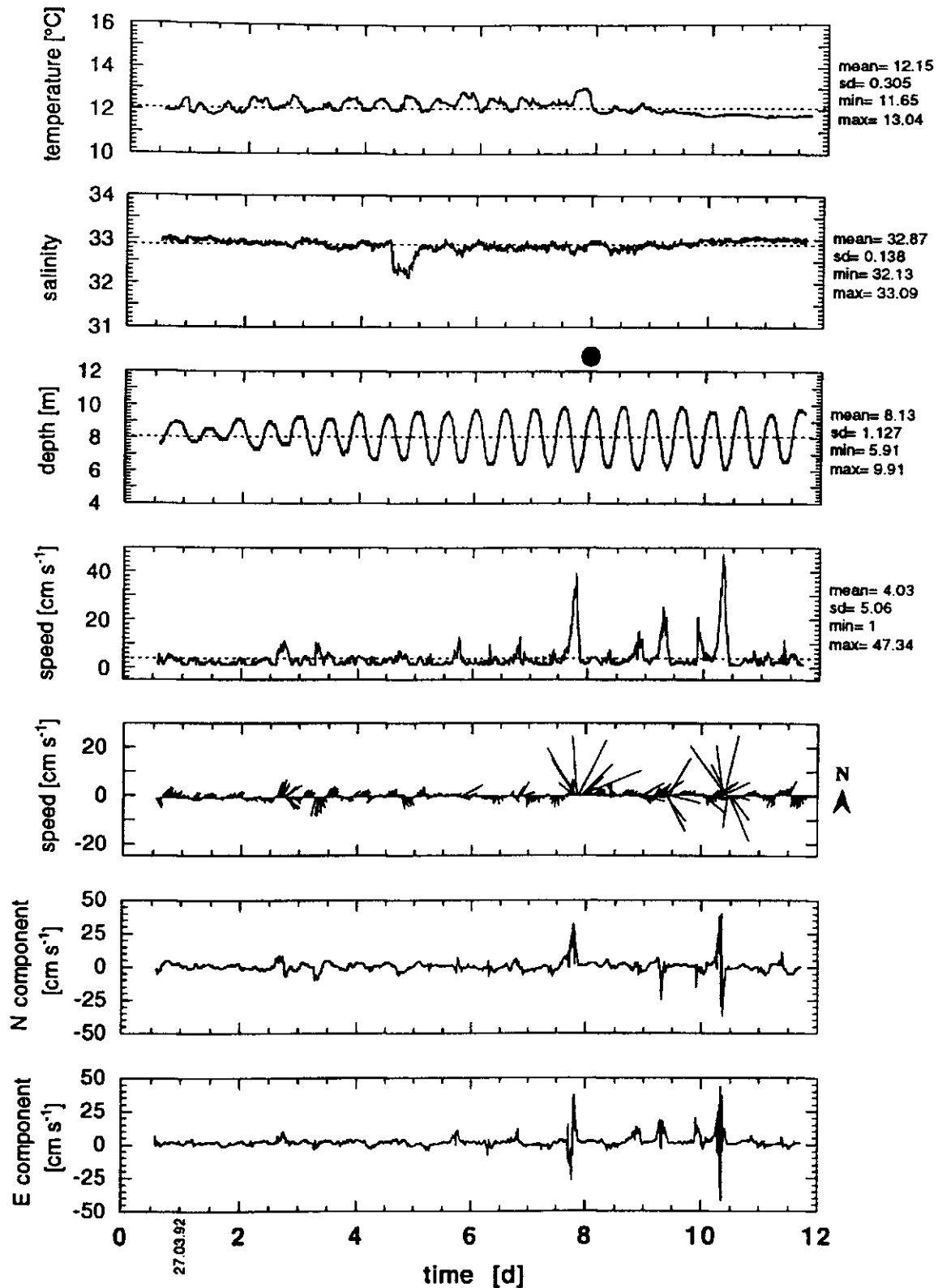


Abb. 23: Verankerungsstation "T3" - Zeitreihen zu den Strömungsverhältnissen und zum Verlauf der Temperatur- und Salzgehaltskurven über mehr als einen Tidenzyklus anhand der Aufzeichnungen eines Aanderaa-Strömungsmessers. Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet, $n = 3\,208$. Die Vektorzeitreihe ist über eine halbe Stunde gemittelt aufgetragen. Die Tiefenangaben repräsentieren die Position des Strömungsmessers in der Wassersäule während der Tiden.

In Abb. 24 (s.S. 77) sind die fortschreitenden Vektordiagramme der Verankerungen dargestellt. Diese Diagramme zeigen die Bewegung der Wassermasse am Punkt der Verankerung während der Aufzeichnungszeit. Die Zeitachse liegt bei diesen Diagrammen auf derselben Kurve. Die Marker (Strich oder Punkt) sind im 12-Stunden-Intervall eingezeichnet. Die Zeit zwischen den einzelnen Meßpunkten beträgt fünf Minuten. Das Anfangs- und Enddatum wie auch die entsprechende Uhrzeit sind in der Graphik vermerkt. Bei den beiden Verankerungen der Anlage Lincay (Abb. 24 linke Spalte) spiegelt sich der Strömungswechsel wider, doch ist zur gleichen Zeit ersichtlich, daß das Wasser in eine definierte Richtung fließt. So erfolgte der Nettotransport (Abb. 24 (a)) in 234° -Richtung und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit betrug 4.95 cm s^{-1} . In Abb. 24 (c) wurde eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 1.50 cm s^{-1} in Richtung 264° registriert. Bei den Verankerungen der Anlage Terao (Abb. 24 rechte Spalte) ergab sich ein Nettotransport in 26° und eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 1.50 cm s^{-1} bei (b), in 288° und 0.66 cm s^{-1} bei (d) und 72° mit 1.87 cm s^{-1} bei (e).

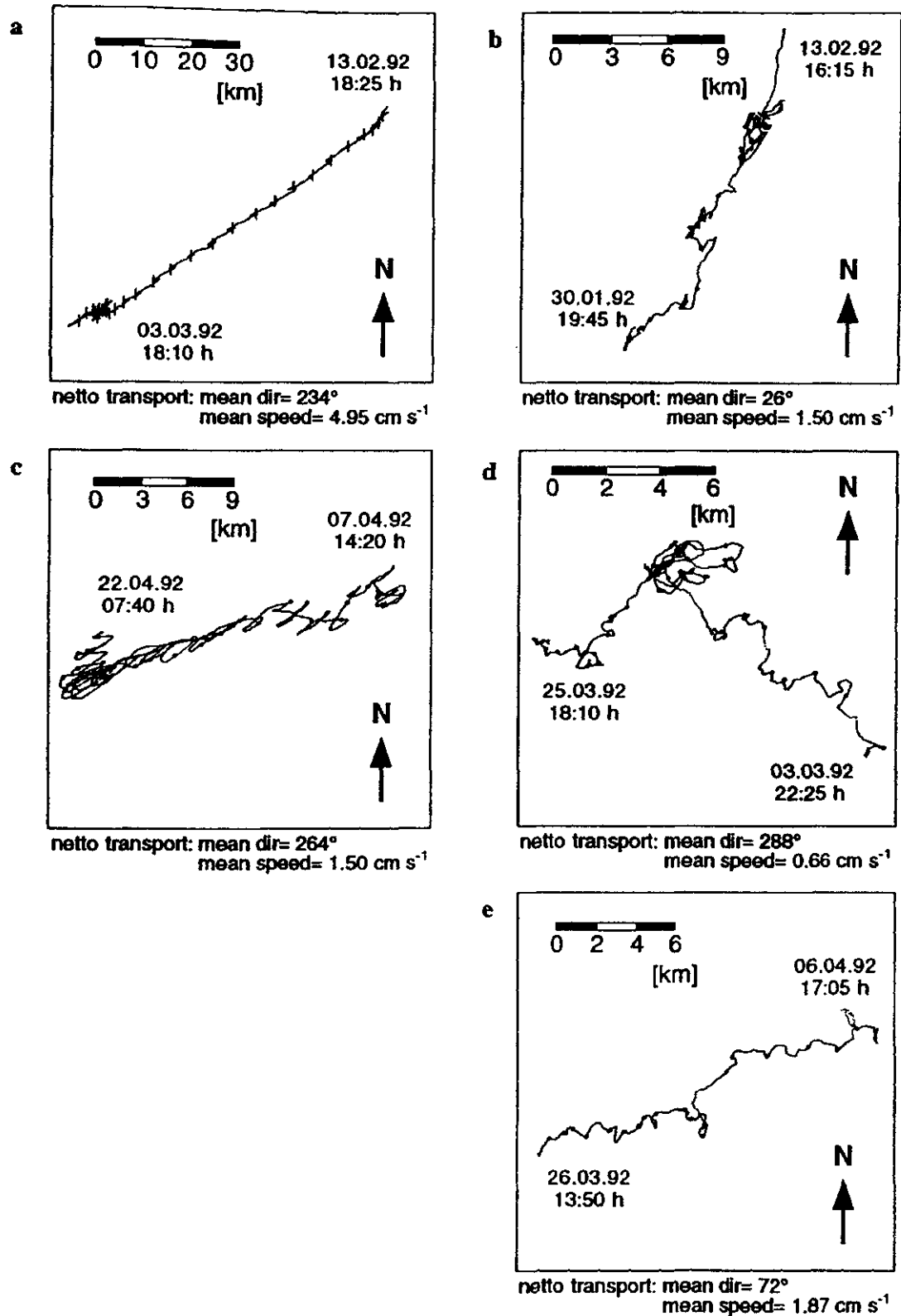


Abb. 24: Fortschreitende Vektordiagramme der Strömungsverhältnisse an den Anlagen Lincay (linke Spalte) und Terao (rechte Spalte). Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet. Balken bzw. Punkte markieren 12-Stunden-Abschnitte. Datum und Uhrzeit jeweils zu Beginn und am Ende einer Meßperiode. Verankerungen "L1" = (a) und "L2" = (c); Verankerungen "T1" = (b), "T2" = (d) und "T3" = (e).

In Abb. 25 (a) bis (e) (s.S. 79) sind die Strömungsrichtungen und -beträge der verankerten Aanderaa-Strömungsmesser als Polargraphiken zusammenfassend dargestellt. Jede Polargraphik enthält die Zeitreihe (in 5-Minuten-Intervallen), die in Abb. 19 bis 23 dargestellt ist. Jeder Punkt entspricht der Spitze eines Vektors mit dem Ursprung in der Mitte der Graphik. Diese Graphiken geben einen zweidimensionalen Eindruck der Strömungsverteilung. Auch hier ist ersichtlich, daß die Anlage Lincay im Gegensatz zu Terao gerichtete und hohe Strömungsgeschwindigkeiten aufweist. Ergänzend sind in Abb. 26 (a) bis (e) (s.S. 80) die Strömungsrichtungen in 5°-Klassen eingeteilt und als Prozent der Gesamtzeit aufgetragen. Auch hier wird bestätigt, daß die Strömungen in der Anlage Lincay hauptsächlich in N-O- und S-W-Richtungen fließen. In Terao hingegen ist ein so deutliches Muster nicht zu erkennen.

Histogramme über die Strömungsgeschwindigkeiten an den Positionen der festen Verankerungen sind in Abb. 27 (a) bis (e) (s.S. 81) dargestellt. Der Pfeil zeigt den arithmetischen Mittelwert der Strömungsgeschwindigkeiten an (etwa 12 cm s^{-1} bei Lincay und etwa 4.5 cm s^{-1} bei Terao). Die Verteilung zeigt deutlich den Unterschied zwischen beiden Anlagen. In den Abb. 28 (a) bis (e) (s.S. 82) werden Histogramme gezeigt von solchen Stationen, auf denen der Strömungsmesser nicht fest verankert war (siehe Abb. 3 und 4), sondern ohne Richtungsfahnen an der Anlage hing (in 4-8 m Tiefe). Es sei darauf hingewiesen, daß die Daten der Abb. 28 auch dadurch beeinflusst sind, daß die Strömungsmesser zeitweise im Strömungsschatten der Anlagen gelegen haben könnten und somit niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten erfaßt haben, als tatsächlich vorhanden waren. Insgesamt reflektieren jedoch die Strömungsbilder die Topographie der Gewässer (durchgehendes Fjordsystem: Anlage Lincay; offene Bucht: Anlage Terao; siehe auch Abb. 17 und 18).

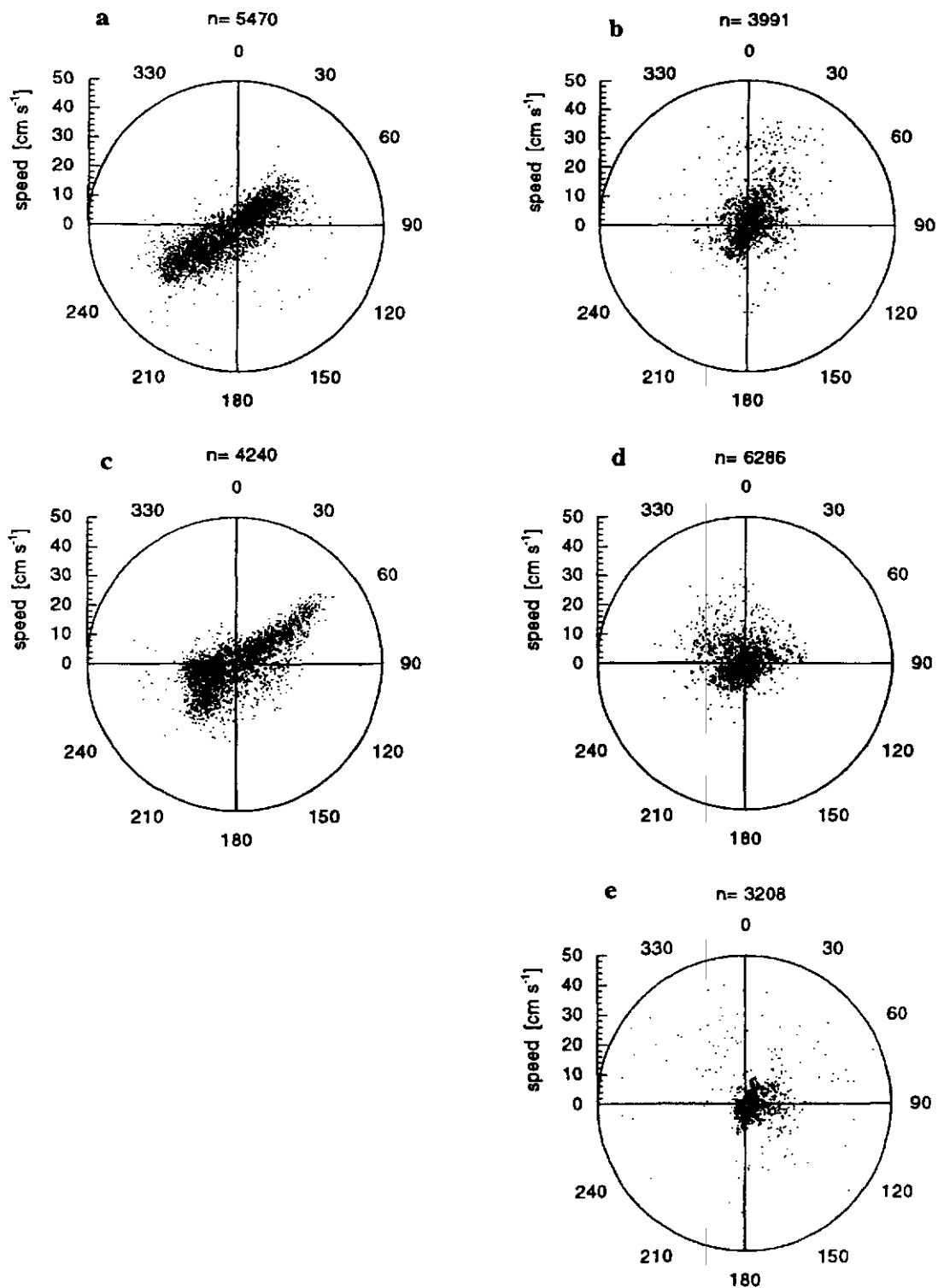


Abb. 25: Polargraphische Darstellung der Strömungsverhältnisse an den Anlagen Lincoy (linke Spalte) und Terao (rechte Spalte). Die Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet. Jeder Punkt entspricht der Spitze eines Vektors mit dem Ursprung im Mittelpunkt. n = Anzahl der Beobachtungsgeschwindigkeiten "T11" = (a) und "T22" = (c), Verhältnisse "T11" = (b), "T22" = (d) und "T3" = (e). (e).

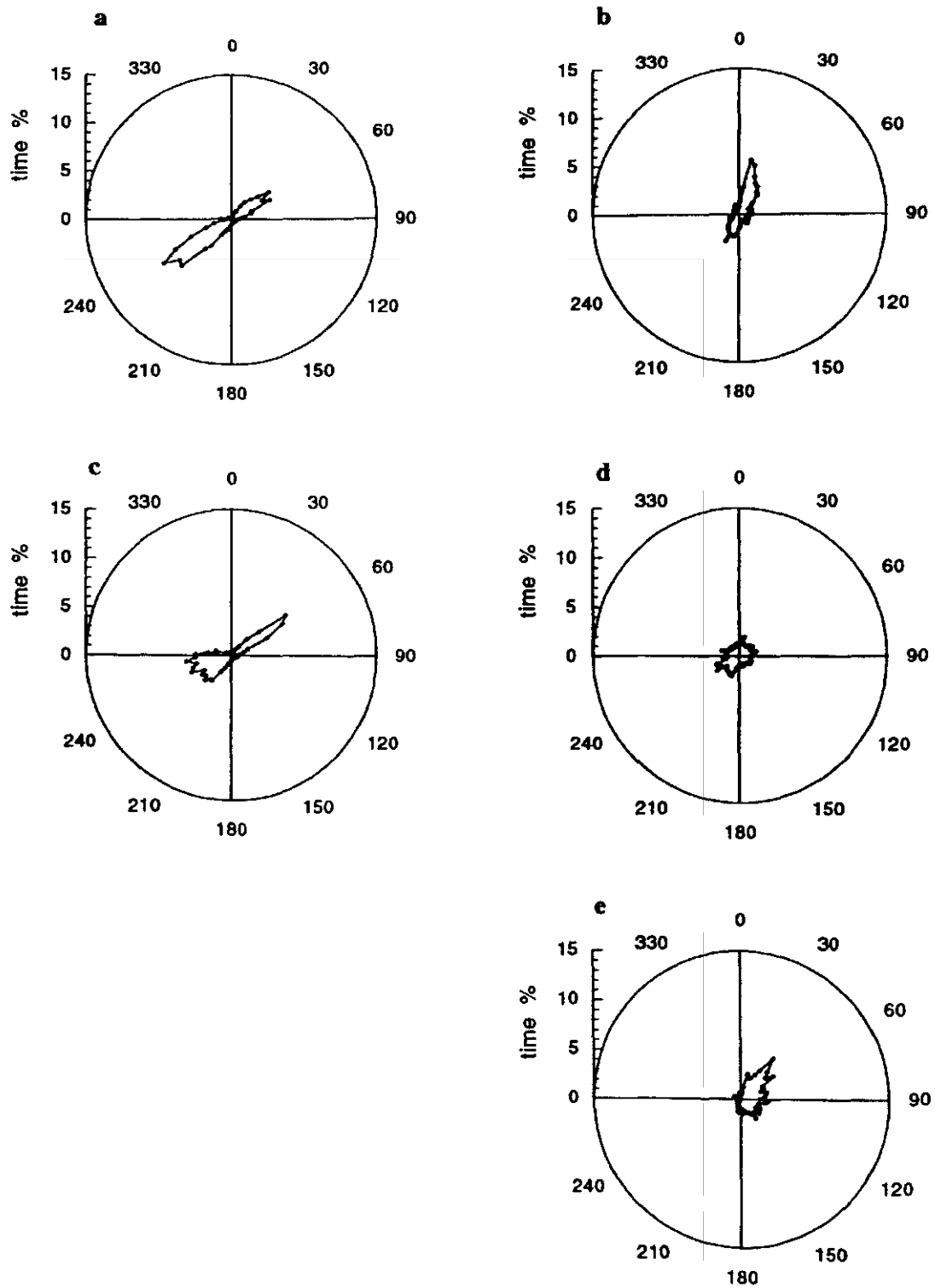


Abb. 26: Polargraphische Darstellung des relativen zeitlichen und räumlichen Verlaufs der Sistrungen. Aufteilung in 5°-Winkelschritte, Beobachtungszeiträume wie in Abb. 19. 2321 und 2322 in der Verteilung $T_1 = (a)$ und $T_2 = (e)$; Terao: Veränderungen $T_1' = (b)$, $T_2' = (d)$ und $T_3' = (c)$.

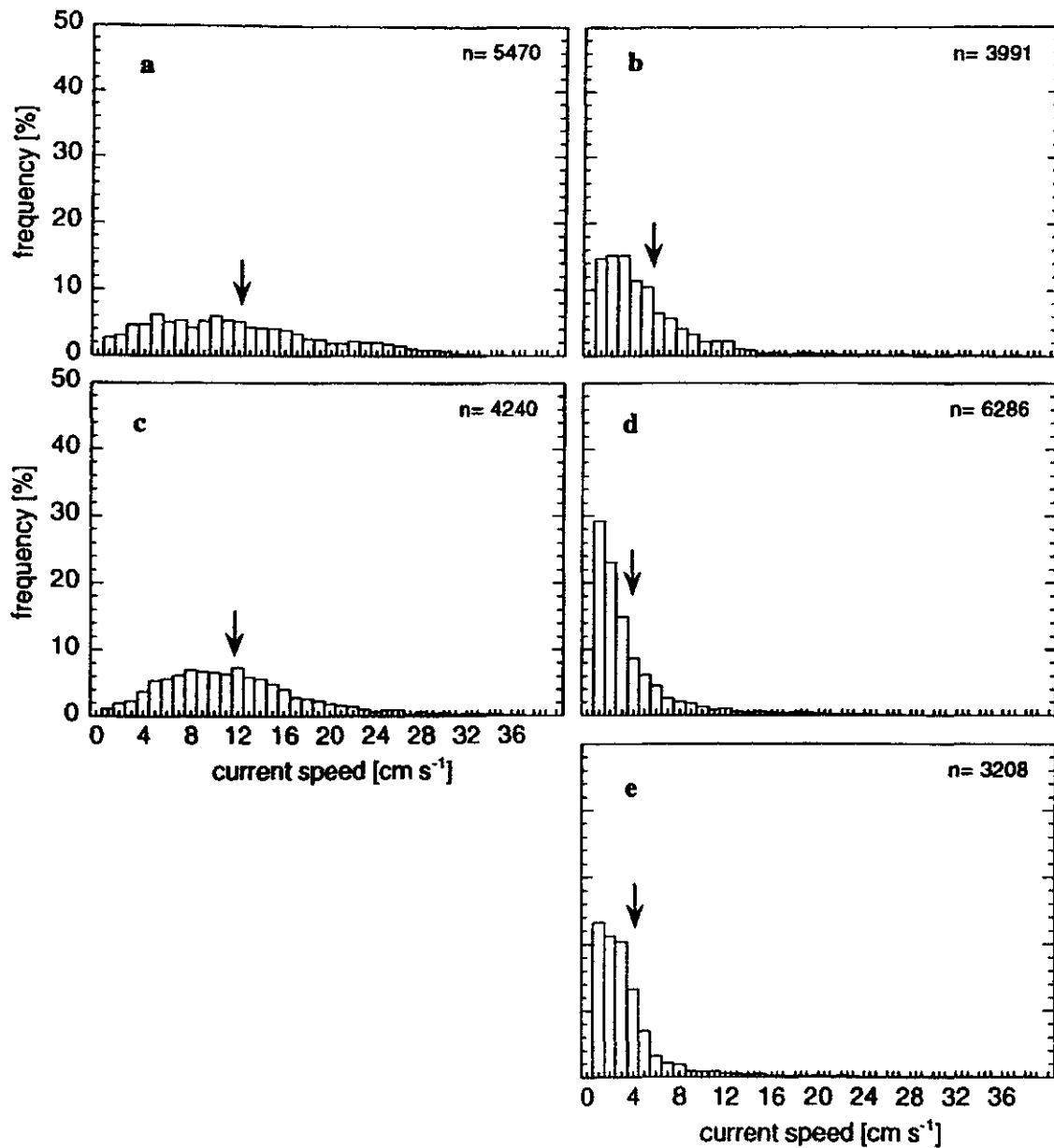


Abb. 27: Häufigkeitsverteilungen der beobachteten Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich der Anlagen Lincay (Verankerung "L1" = (a) und "L2" = (c)) und Terao (Verankerungen "T1" = (b), "T2" = (d) und "T3" = (e)). n = Anzahl der Werte (Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet); Pfeil = arithmetischer Mittelwert.

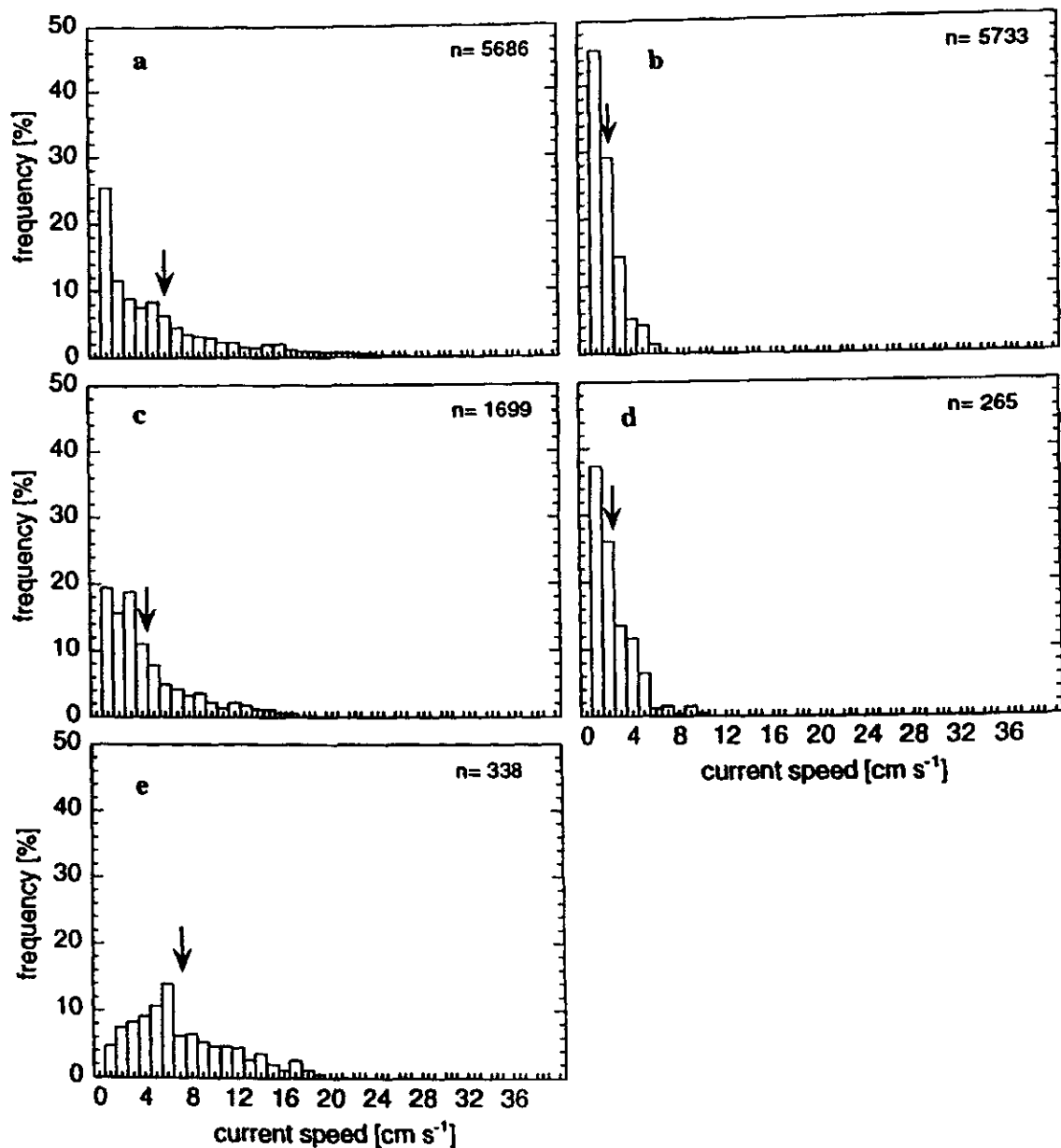


Abb. 28: Häufigkeitsverteilungen der beobachteten Strömungsgeschwindigkeiten (die Strömungsmesser hingen ohne Richtungsfahne von den Netzkäfigen bei einer Tiefe von 4 m) im Bereich der Anlagen Lin-cay ((a) = Westspitze Teilanlage II; (c) = Westspitze Teilanlage III; (e) = Ostspitze Teilanlage III) und Terao ((b) = Südspitze Teilanlage I; (d) = Nordspitze Teilanlage I). n = Anzahl der Werte (Daten wurden in 5-Minuten-Intervallen aufgezeichnet); Pfeil = arithmetischer Mittelwert.

4.1.3 Langzeittrends physikalischer Umweltfaktoren

Die natürlichen Schwankungen vieler Faktoren wie u.a. O_2 und T sind für die Zucht von Fischen sehr wichtig, zumal diese durch den Stoffwechsel der Zuchtobjekte weiter verändert werden und ihre Dynamik auch selbst wieder Einfluß auf den Stoffumsatz und die Ausscheidung von Stoffwechselprodukten nehmen kann. Deshalb ist die quantitative Dokumentation ihrer Veränderungen im Verlauf einer Produktionsperiode im Detail vorgenommen worden.

In Abb. 29 (s.S. 84) sind vergleichend die Kurvenverläufe für Temperatur, Sauerstoffgehalt, Salzgehalt und pH-Wert für den Zeitraum Januar bis Mai 1992 für die Anlagen Lincay und Terao dargestellt. Während im Januar 1992 an beiden Anlagen die mittlere Temperatur bei etwa 14.0 °C (Lincay) und 14.1 °C (Terao) lag, sanken in den darauffolgenden Monaten die Temperaturen mit einem vergleichbaren Kurvenverlauf bis auf etwa 11 °C (Lincay) und 10.8 °C (Terao). Der Verlauf der Temperaturkurven zeigt an beiden Anlagen erwartungsgemäß einen vergleichbaren Trend, jedoch auch im zeitlichen Ablauf deutliche Unterschiede, die stoffwechselphysiologisch bedeutsam sind. Die Standardabweichungen deuten an, daß kurzfristige Temperaturschwankungen von 1-2 °C auftreten. An der Anlage Terao wird die Streuung der Werte besonders im Zeitraum April/Mai gering. Die mittleren Temperaturen in den Monaten Januar bis März (Sommer bis Spätsommer) waren an der Anlage Terao etwas höher als im Bereich der Anlage Lincay und in den Monaten April und Mai (Herbst) lag die Temperatur der Anlage Terao unter den gemessenen Werten der Anlage Lincay. Abb. 30 (s.S. 85) zeigt den Jahresgang der Temperatur für beide Anlagen, die die geringfügige Differenz der Unterschiede März bis Mai für zwei Beobachtungsjahre bestätigt. Die Mittelwerte resultieren hier aus zwei Werten am Tag, die bei einer Wassertiefe von 5 m gemessen wurden. Die Extremwerte im Sommer lagen bei rund 14 °C und im Winter bei 10 °C. Die Temperatur kann im Sommer 15 °C und im Winter 9 °C erreichen.

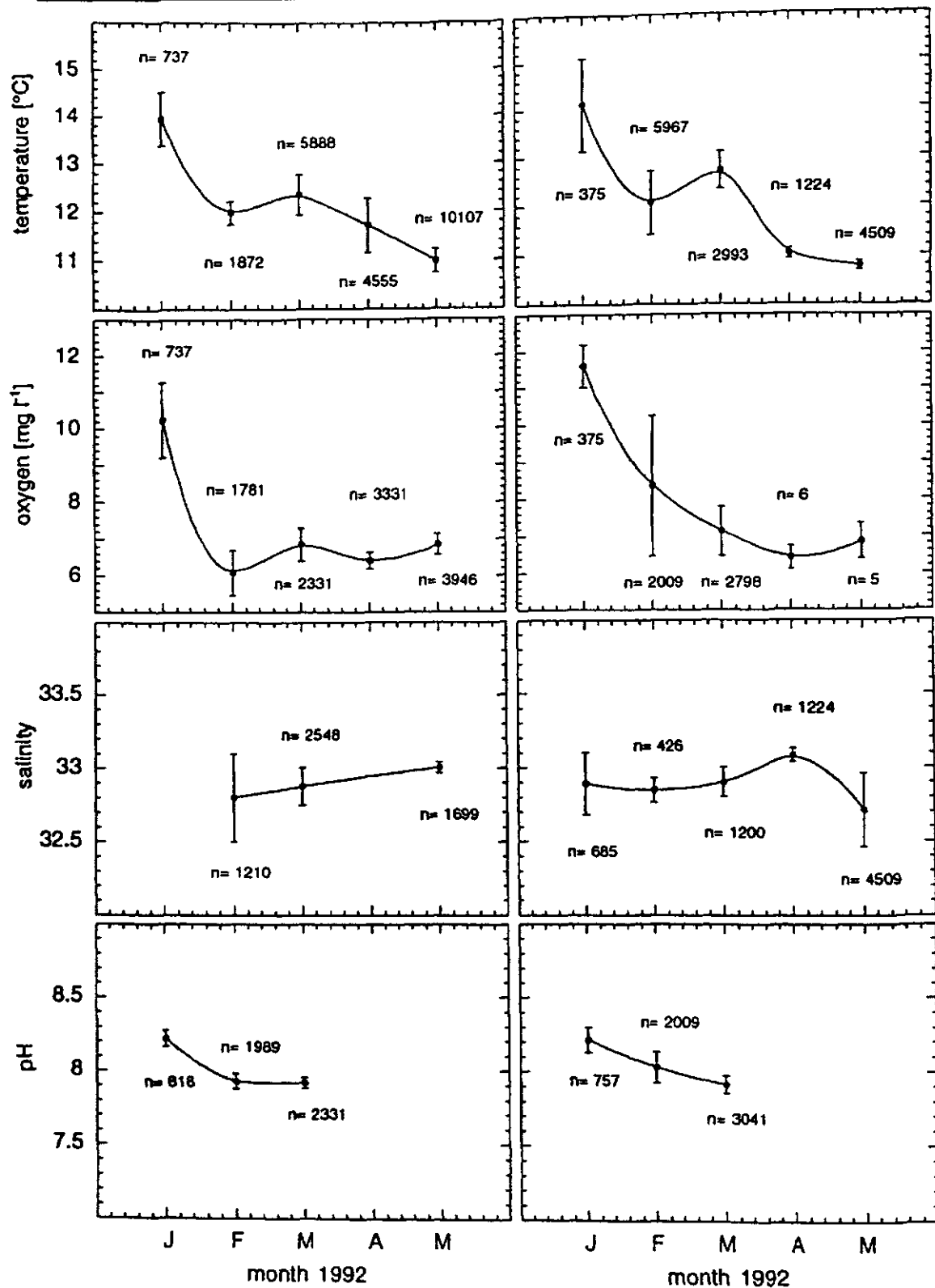


Abb. 29: Vergleichende Darstellung des Kurvenverlaufs (Januar bis Mai 1992) einiger wichtiger Umweltfaktoren im Bereich der Fischzuchtanlagen Lincay (links) und Terao (rechts). Dargestellt sind jeweils die monatlichen arithmetischen Mittelwerte aller Beobachtungen (n = Anzahl der Bestimmungen) mit Standardabweichungen. Temperatur und Sauerstoffgehalt wurden in 3-4 m Wassertiefe bestimmt; Salzgehaltsproben wurden aus 5 m Wassertiefe entnommen und der pH-Wert wurde in Wassertiefen um 8 m ermittelt.

Der mittlere monatliche Sauerstoffgehalt sank an der Anlage Lincay (Abb. 29) im Zeitraum Januar bis Mai 1992 von 10.2 auf 6.1 [mg l⁻¹]. An der Anlage Terao lagen die Mittelwerte für den gleichen Zeitraum zwischen 6.2 und 11.6 [mg l⁻¹]. Von Januar bis März 1992 lagen die Sauerstoffwerte bei der Anlage Lincay deutlich unter den gemessenen Werten der Anlage Terao, und in den Monaten April und Mai war der Sauerstoffgehalt in beiden Anlagen vergleichbar. Nur im Monat Januar 1992 wurde im Mittel eine Sauerstoffsübersättigung bei Lincay mit 122 % (± 12.2), ($n = 737$; das entspricht 10.2 ± 1.02 mg l⁻¹, (COLT 1984)) und bei der Anlage Terao mit 139 % (± 6.9), ($n = 375$; das entspricht 11.6 ± 0.58 mg l⁻¹) erreicht. In der restlichen Zeit lagen die mittleren Werte unter 100 % und erreichten im Mittel in beiden Anlagen Mindestwerte von 70 % Sättigung. Die beobachteten Unterschiede im Sauerstoffgehalt (Januar und Februar) zwischen beiden Anlagen, stimmten sehr gut mit den beobachteten Algenblüten im Umfeld der Anlagen überein. In diesen Monaten wurden Algenblüten in Terao, nicht aber in Lincay beobachtet. Bei der Anlage Terao waren die Secchi-Tiefen (Aufzeichnung einmal täglich) vor allem im Sommer kleiner als bei der Anlage Lincay. In Abb. 31 (s.S. 86) wird die Secchi-Tiefe der Anlage Terao über mehrere Jahre gezeigt.

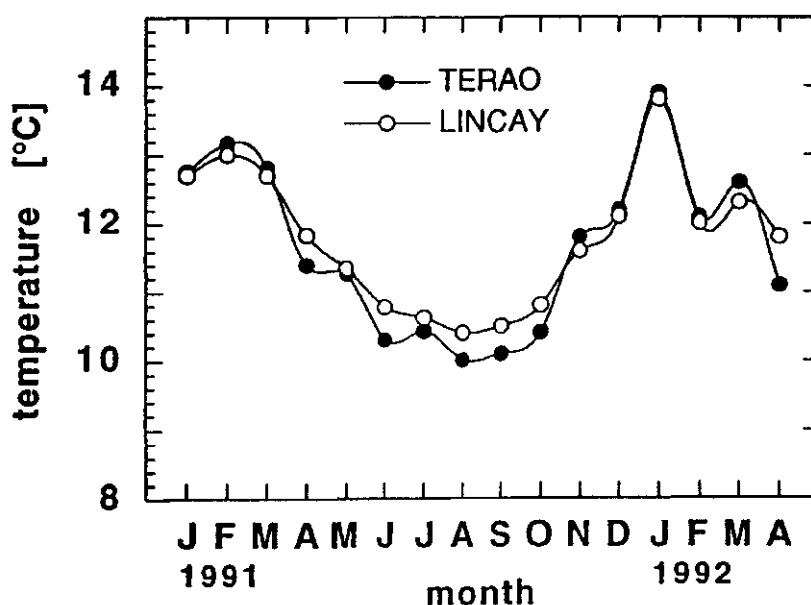


Abb. 30: Jahreszyklische Temperaturkurven nach Aufzeichnungen der Anlagenbetreiber (zwei Bestimmungen pro Tag) an den Anlagen Lincay (offene Kreise) und Terao (schwarze Punkte).

Der mittlere Salzgehalt des Wassers zeigte an beiden Anlagen während des Untersuchungszeitraumes einen gleichmäßigen Verlauf. Er schwankte zwischen 32.8 und 33. Von Januar bis Mai 1992 schwankten die Salzgehalts-Werte zwischen 32 und 33.2.

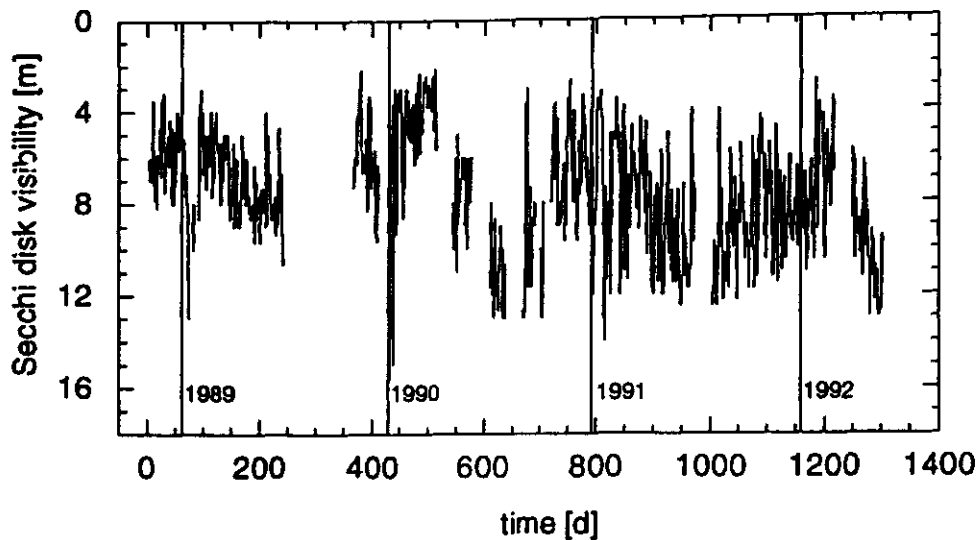


Abb. 31: Mehrjährige Zeitreihe zur Charakterisierung der Sichttiefe (Secchi-Scheibe, 30 cm Ø) am Standort Terao nach Aufzeichnungen des Anlagenbetreibers (nach täglichen, teilweise lückenhaften Aufzeichnungen).

Der pH-Wert lag im Bereich beider Anlagen im Monat Januar 1992 im Mittel bei 8.2 und zeigte eine stetige Abnahme auf rund 7.9 im Monat März 1992. An der Anlage Terao wurde ein ähnlicher Trend, jedoch eine höhere Streuung der pH-Werte beobachtet. Ein erhöhter pH-Wert im Sommer läßt sich durch die hohe Primärproduktion in dieser Jahreszeit erklären. Durch die Primärproduktion wird Kohlendioxid (CO_2) dem Seewasser entzogen, nachfolgend verschiebt sich das Dissoziationsgleichgewicht in Richtung CO_2 (s. Gleichung 2). Das heißt, der Verlust an gelöstem CO_2 wird aus dem Pool von Hydrogencarbonat-Ionen (HCO_3^-) ausgeglichen, die wiederum aus den Carbonat-Ionen (CO_3^{2-}) ergänzt werden. Die Verschiebung dieses Gleichgewichtes geht mit einem Verbrauch an H^+ einher, wodurch sich der pH-Wert erhöht. Im Winter wird durch Respiration, und Remineralisierung CO_2 freigesetzt, so daß sich das Gleichgewicht wieder in Richtung Carbonat-Ionen verschiebt und damit der pH-Wert wieder sinkt.



Beispielhaft werden vergleichende Zeitreihen für die o.g. Wasserqualitätskriterien innerhalb eines Käfigs und in einer nahegelegenen (etwa 80 m entfernten) Kontrollstation für beide Anlagen dargestellt. Die weiteren umfangreichen und für das Gebiet erstmals erstellten Zeitreihen, die für die Dokumentation der Rahmenbedingungen und für die Interpretation der Ergebnisse herangezogen wurden, sind im Anhang enthalten. Abb. 32 (a) (Sonden im Käfig Nr. 8) und (b) (s.S. 88/89, Sonden an schwimmender Versorgungsplattform) zeigen vergleichend die Zeitreihen an der Anlage Lincay. Der Sauerstoffgehalt betrug im Mittel $6.3 \pm 0.56 \text{ mg l}^{-1}$ im Inneren des Käfigs und $6.9 \pm 0.45 \text{ mg l}^{-1}$ an der Kontrollstation. Der Unterschied betrug also 0.6 mg l^{-1} . Der Temperaturunterschied zwischen beiden Tiefenhorizonten (3 und 8 m) betrug rund $0.2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ im Käfig und etwa $0.6 \text{ }^{\circ}\text{C}$ an der Kontrollstation. Der pH-Wert war mit 7.9 an beiden Stationen gleich.

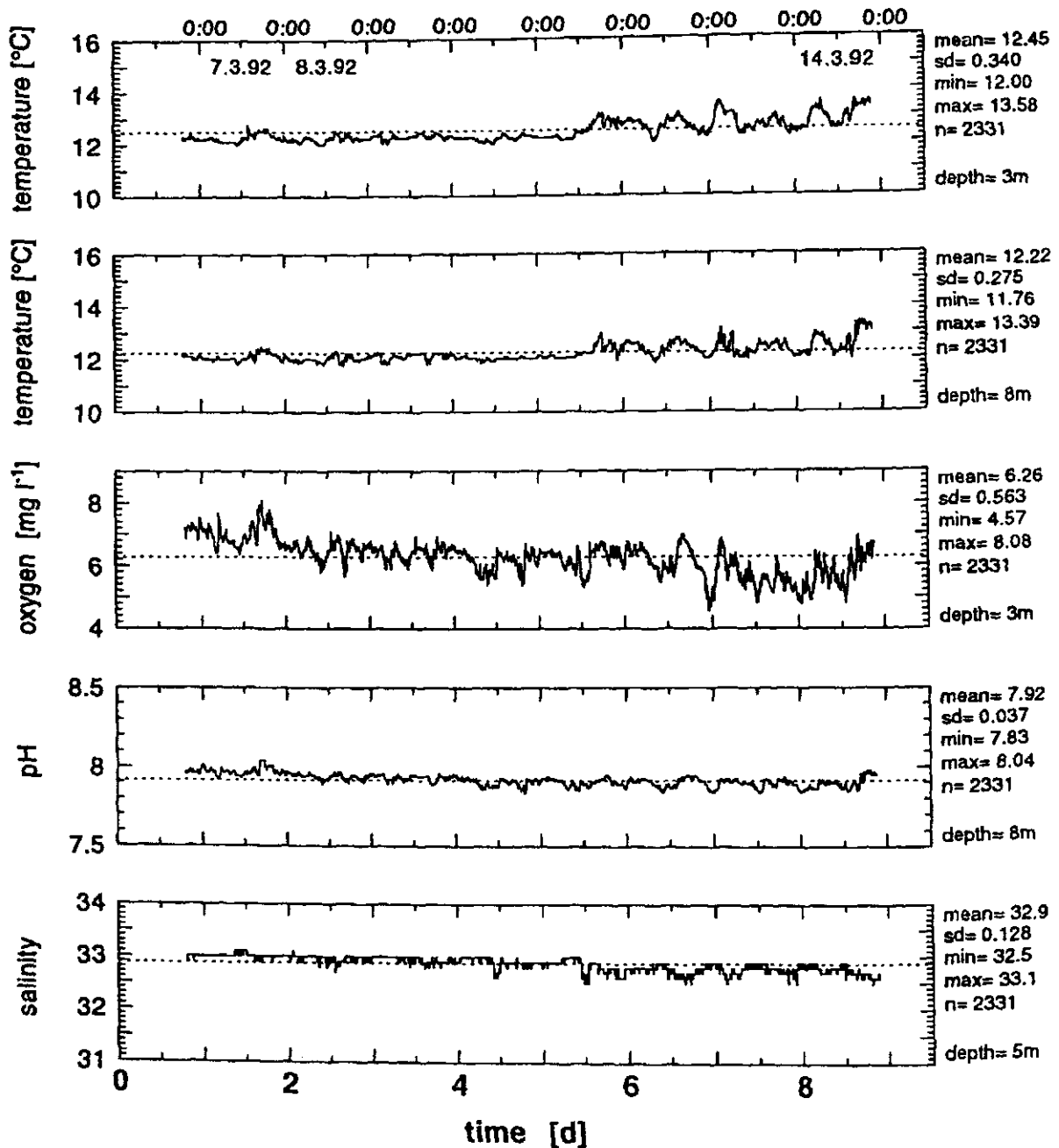


Abb. 32 a: Zeitreihen zur Wasserqualität an der Anlage Lincay (Position: innerhalb des Käfigs 8, s. Abb. 3). Die untere X-Achse ist in Tage aufgeteilt, die in der oberen X-Achse mit Datum und Uhrzeit gekennzeichnet sind. Legenden rechts: Statistische Daten und Tiefenposition der Meßsonden (depth).

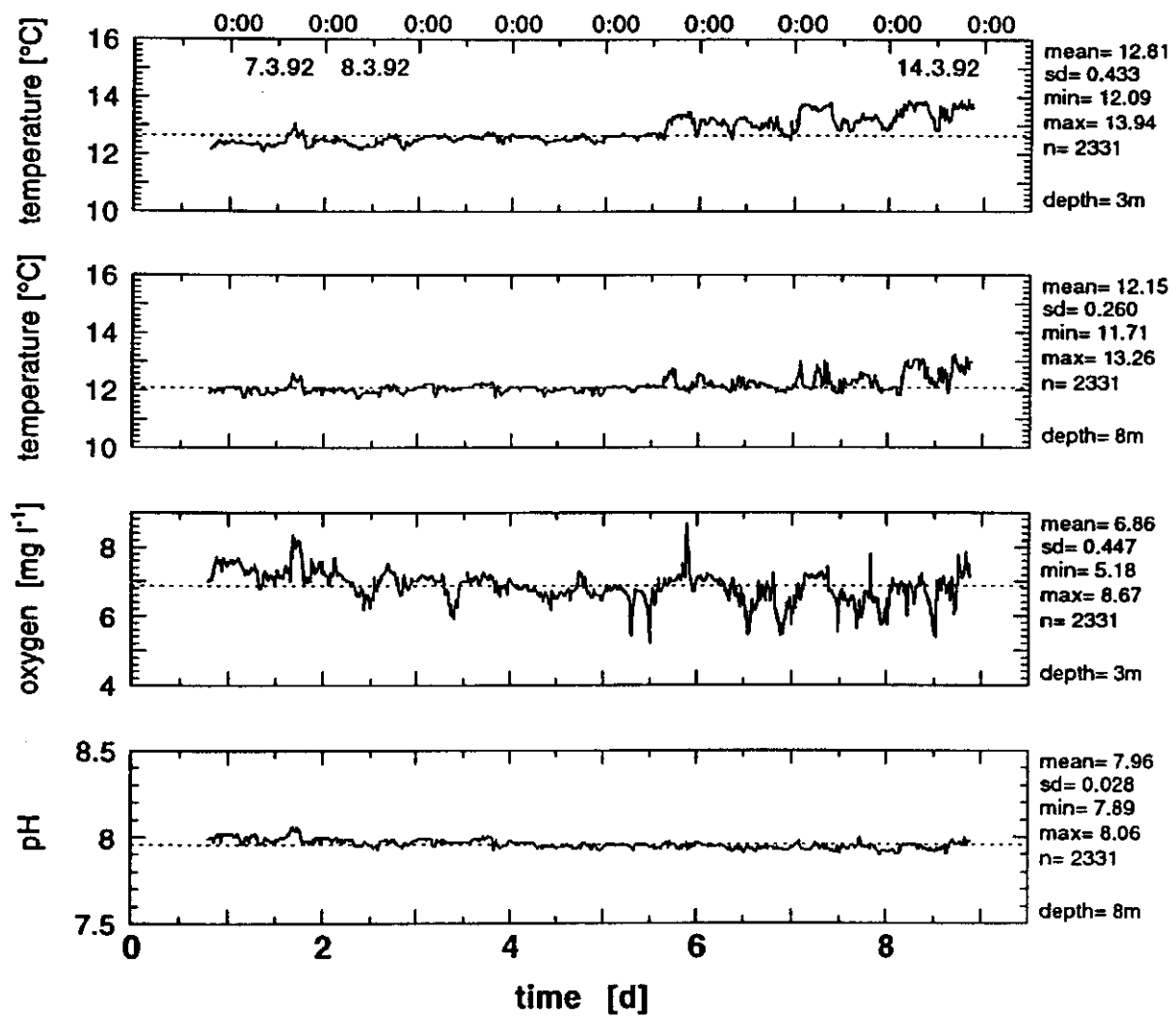


Abb. 32 b: Zeitreihen zur Wasserqualität an der Anlage Lincay (Position: Kontrollstation am Floß, s. Abb. 3). Die untere X-Achse ist in Tage aufgeteilt, die in der oberen X-Achse mit Datum und Uhrzeit gekennzeichnet sind. Legenden rechts: Statistische Daten und Tiefenposition der Meßsonden (depth).

Abb. 33 stellt für Anlage Terao (a) und (b) vergleichende Zeitreihen im Monat März 1992 dar. Im Inneren des Käfigs herrschte im Mittel ein Sauerstoffgehalt von 6.2 ± 0.50 mg l⁻¹, während er auf der Kontrollstation im Mittel 7.1 ± 0.47 mg l⁻¹ betrug. Dies macht einen Unterschied von rund 0.8 mg l⁻¹ aus. Der Temperaturunterschied zwischen beiden Tiefenhorizonten (3 und 8 m) betrug rund 0.2 °C im Käfig und etwa 0.8 °C an der Kontrollstation. Der pH hatte einen Wert von rund 7.9 an beiden Stationen. Der Salzgehalt in der Zeitreihe Lincay und Terao lag im Mittel bei 32.9.

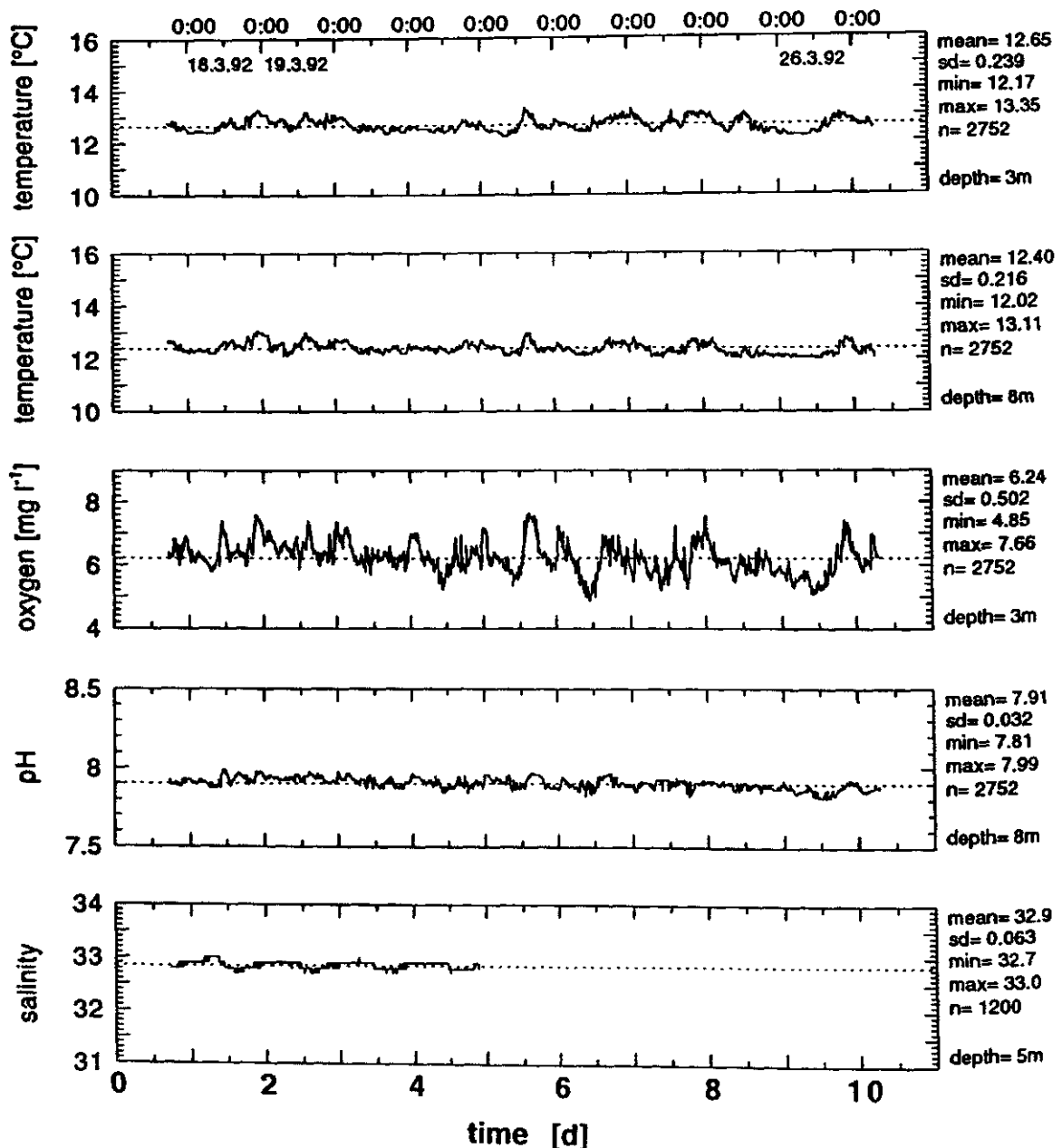


Abb. 33 a: Zeitreihen zur Wasserqualität an der Anlage Terao (Position: innerhalb des Käfigs 8, s. Abb. 4). Die untere X-Achse ist in Tage aufgeteilt, die in der oberen X-Achse mit Datum und Uhrzeit gekennzeichnet sind. Legendens rechts: Statistische Daten und Tiefenposition der Meßsonden (depth).

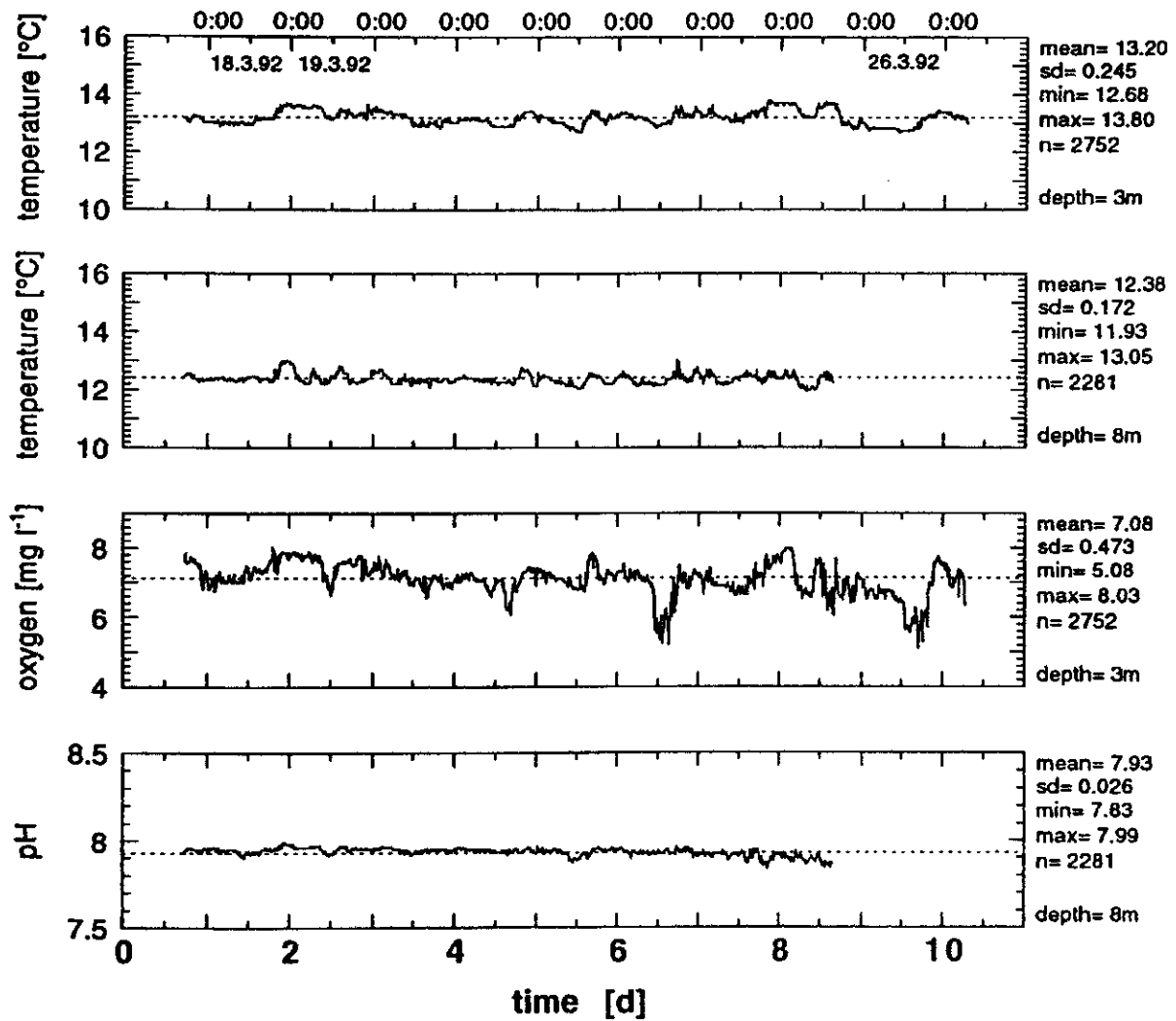


Abb. 33 b: Zeitreihen zur Wasserqualität an der Anlage Terao (Position: Kontrollstation am Floß, s. Abb. 4). Die untere X-Achse ist in Tagen aufgeteilt, die in der oberen X-Achse mit Datum und Uhrzeit gekennzeichnet sind. Legenden rechts: Statistische Daten und Tiefenposition der Meßsonden (depth).

In Abb. 34 werden beispielhaft jeweils für beide Anlagen Temperaturprofile, des Sauerstoffgehaltes und des pH-Wertes zu zwei unterschiedlichen Jahreszeiten gezeigt. Weitere Profile (auch für den Salzgehalt) wurden für die Untersuchungsgebiete erstmals erstellt und werden daher wegen ihres Umfangs im Anhang beigelegt.

Zwischen Januar und Mai 1992 betrug die Temperatur in etwa 30 m Tiefe 11° C bis 11.5 °C. Dieser Temperaturbereich war im Monat Mai in der ganzen Wassersäule meßbar (gilt für beide Anlagen). Im Januar und Februar war jedoch eine deutliche Schichtung zu beobachten. Die Abbildungen 34 (a) (28.01.92) und (b) (04.05.92) zeigen die saisonalen Unterschiede der Temperaturprofile am Beispiel der Anlage Lincay. Im Januar/Februar konnten die Sprungschichten auch innerhalb der Käfige beobachtet werden. Sie befanden sich normalerweise jedoch unterhalb der Käfige. Ab März 1992 fand man eine relativ homogene Temperaturverteilung in der Wassersäule. Die Temperatur nahm dann eher kontinuierlich bis zum Meeresboden hin mit einem geringen Gradienten ab. Im Monat Mai 1992 war über die gesamte Wassersäule fast kein vertikaler Temperaturunterschied feststellbar. Beispielhaft wird dies in Abb. 34 (b) (Anlage Lincay) gezeigt.

In den Abb. 34 (c) und (d) (Anlage Terao) sind zwei Beispiele für unterschiedliche Sauerstoffprofile gezeigt. Im Vergleich zur Situation an der Anlage Lincay, wo die Sauerstoffgehalte in der gesamten Wassersäule (Abb. 34 (d)) immer gleich waren, nahm an der Anlage Terao (Februar 1992) der Sauerstoffgehalt von etwa 10 mg l⁻¹ im oberen Bereich der Wassersäule mit der Tiefe auf Werte bis zu 5.8 mg l⁻¹ am Meeresboden ab (Abb. 34 (c)). Im April und Mai 1992 war das Profil der Sauerstoffkonzentrationskurve in der Wassersäule im Bereich der Anlage Terao wieder weitgehend gleichmäßig (Abb. 34 (d)). Dieser Vergleich der Sauerstoffgehalte während einiger Monate stellt in gewissem Sinne die extremen Unterschiede bei beiden Anlagen dar, die ansonsten (außerhalb der südlichen Sommermonate) ausgeglichener waren.

Der pH-Wert in der Anlage Lincay lag im Monat Februar 1992 gleichmäßig bei einem Wert von etwa 8 bis zum Meeresboden (s. Abb. 34 (f)). In der Anlage Terao hingegen, war eine deutliche Abnahme des pH-Wertes von 8.3 auf 7.9 (Abb. 34 (e)) zu beobachten.

In beiden Anlagen baute sich unter den Netzkäfigbereichen (etwa 10 bis 20 m Tiefe) eine leichte Halocline mit einem Salzgehaltsunterschied von nur 0.1 auf (s. auch Anhang).

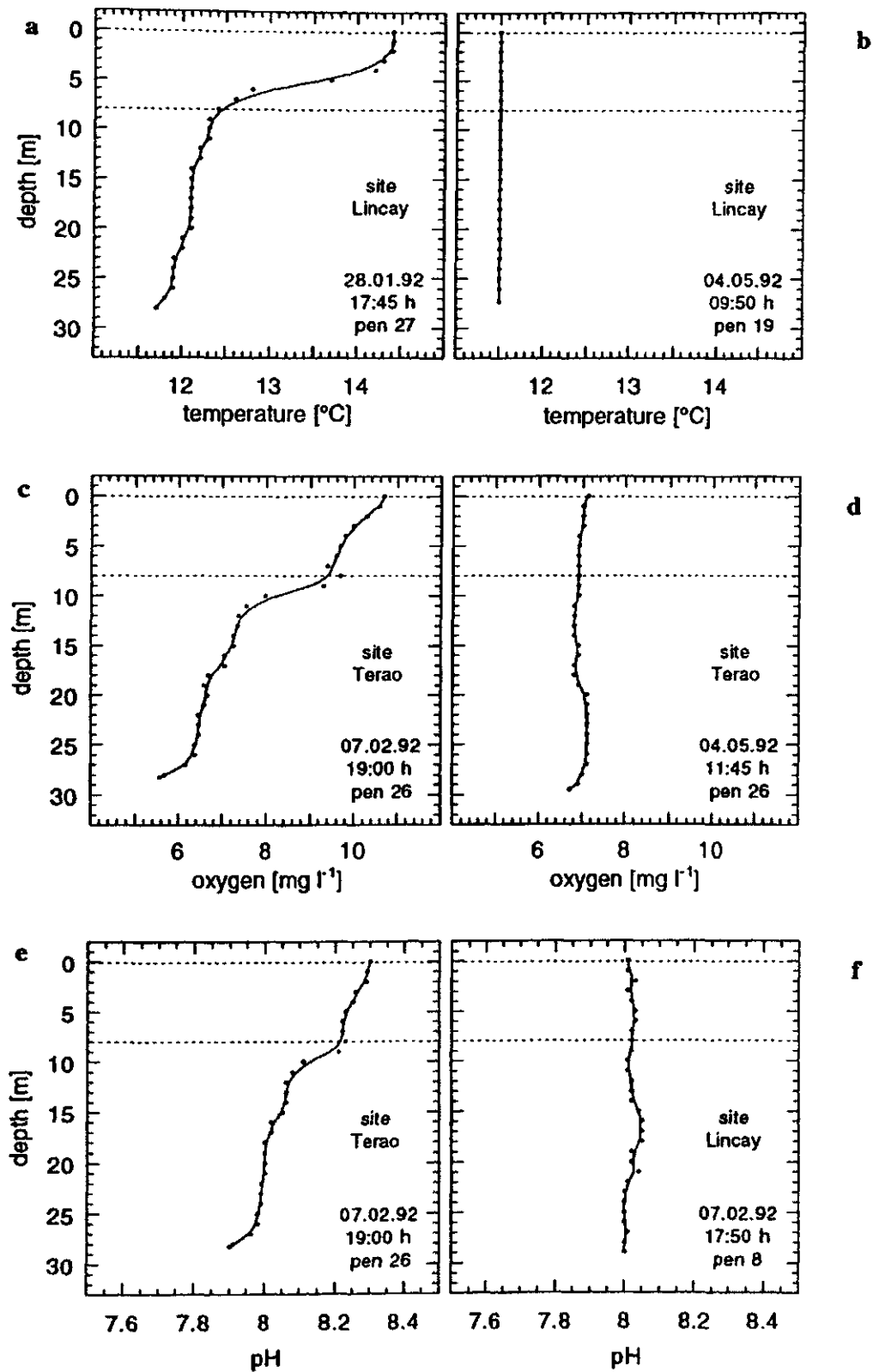


Abb. 34: Tiefenprofile (1-m-Tiefenstufen) im Bereich der Anlagen Lincay und Terao. Anlage, Datum, Uhrzeit und Station sind in den jeweiligen Graphiken angegeben. Gestrichelte Linien schließen die Tiefenzonen ein, in denen sich die Käfige befinden.

4.1.4 Veränderungen der Sedimente unter den Käfiganlagen und im Umfeld

Tabelle 2 gibt zusammengefaßt eine Übersicht der beschreibenden Statistik zum Wassergehalt, zur Porosität und zum Glühverlust der Sedimente im Bereich beider Anlagen.

Die Daten der Sedimentkernproben beider Anlagen erwiesen sich in bezug auf Wassergehalt, Porosität und Glühverlust als signifikant unterschiedlich ($p = 0.0001$; Mann-Whitney-U-Test). Wegen der Sedimentstruktur im Bereich der Anlage Lincay, war es nicht immer möglich für eine Profilanalyse mit dem Stechrohr bis zu 7 cm tief das Sediment zu erfassen.

Tab. 2: Charakterisierung der an drei Terminen entnommenen Sedimentproben unter den Anlagen Lincay und Terao (Positionen s. Abb. 3 und 4) anhand des Wassergehaltes (%), der Porosität (Fraktion) und des Glühverlustes (LOI %). Dargestellt sind arithmetische Mittelwerte (Mittel.), Standardabweichung (SD) und Extremwerte (Minima und Maxima); n = Anzahl der Bestimmungen je Probesternin.

	n	Wassergehalt [%]				Porosität [0-1]				Glühverlust [%]			
		Mittel.	SD	Min.	Max.	Mittel.	SD	Min.	Max.	Mittel.	SD	Min.	Max.
Lincay:													
18.03.1992	50	18.83	2.24	14.14	23.39	0.38	0.03	0.30	0.45	1.19	0.20	0.94	1.72
27.04.1992	73	17.16	2.18	9.96	20.67	0.35	0.04	0.23	0.41	1.37	0.55	0.93	3.25
25.05.1992	67	18.43	1.91	11.60	22.11	0.38	0.03	0.25	0.43	1.29	0.39	0.96	2.56
Σ	190	18.05	2.21	9.96	23.39	0.37	0.04	0.23	0.45	1.29	0.43	0.93	3.25
Terao:													
11.03.1992	70	21.25	6.84	17.42	58.45	0.41	0.08	0.36	0.79	2.29	1.88	1.34	12.40
20.04.1992	77	22.71	12.42	16.73	76.34	0.42	0.12	0.35	0.90	2.99	4.71	0.97	28.51
18.05.1992	77	23.81	13.75	17.12	83.15	0.43	0.13	0.35	0.94	3.52	6.07	1.01	32.81
Σ	224	22.63	11.51	16.73	83.15	0.42	0.11	0.35	0.94	2.95	4.63	0.97	32.81

Die Sedimente der Stationen 1, 2 und 3 an der Anlage Lincay waren anoxisch, was an der dunklen bis schwarzen Farbe erkennbar war; sie zeigten jedoch noch keine Geruchsentwicklung. Alle weiteren Stationen bestanden aus hellerem Sediment und können daher im Vergleich zu Befunden an anderen Standorten als relativ "unbelastet" gelten.

Am Standort Terao hatten die Sedimente der Station 1 nur einen geringen Gehalt an organischer Substanz. Sie waren dunkel und wiesen keinen typischen Geruch auf, der Schwefelwasserstoffausgasung andeuten könnte. An den Stationen 2, 3 und 4 war eine dünne Auflageschicht frischen organischen Materials auf anoxischen älteren Sedimenten nachzuweisen, die stark nach H_2S rochen. Das frische organische Material stammte

aus dem Anlagenbetrieb. Die weiteren Stationen wiesen eine grau-bräunlich bis helle Sedimentfarbe auf. Sie können als "unbelastet" bezeichnet werden.

4.1.4.1 Wassergehalt und Porosität

Der Wassergehalt der Sedimentproben wird zur Einschätzung der Dichtigkeit der Ablagerung bzw. des Alters der Ablagerung sowie für die Bestimmung der Auflockerung durch Bioturbation verwendet. Man erwartet hohe Wassergehalte in Oberflächensedimenten mit hoher Sedimentationsrate aus Fischzuchtbetrieben. Wassergehalt und Porosität wurden als beschreibende Sedimentparameter in dieser Arbeit miteinfaßt, da in diesem geographischen Bereich bisher keine Sedimentuntersuchungen vorgenommen wurden. Wie auch aus anderen Bereichen bekannt (ANGEL *et al.* 1995; KROST *et al.* 1994) zeigten sich diese Parameter als eng mit den Sedimentationsvorgängen der Käfiganlage verknüpft.

Der Wassergehalt aller Proben von der Anlage Lincay ergab im Mittel 18.1 % (± 2.2) und von der Anlage Terao 22.6 % (± 11.5). Die Mittelwerte unterschieden sich also um rund 4.5 %, wobei die Standardabweichung der Werte von Terao erheblich größer war als bei Lincay. "Unbelastete" Stationen unter beiden Anlagen lagen bei Werten zwischen 17 % und 20 % Wassergehalt. Die Kontrollstationen beider Anlagen hatten im Mittel einen Wassergehalt von 18.3 %.

Abbildung 35 (s.S. 96) zeigt eine Übersicht der Werte für den Wassergehalt an zehn Stationen und der Kontrollstation der Anlage Lincay, wobei die Tiefenprofile [cm] berücksichtigt wurden. Für die Anlage Terao zeigt Abb. 36 (s.S. 97) die entsprechenden Daten.

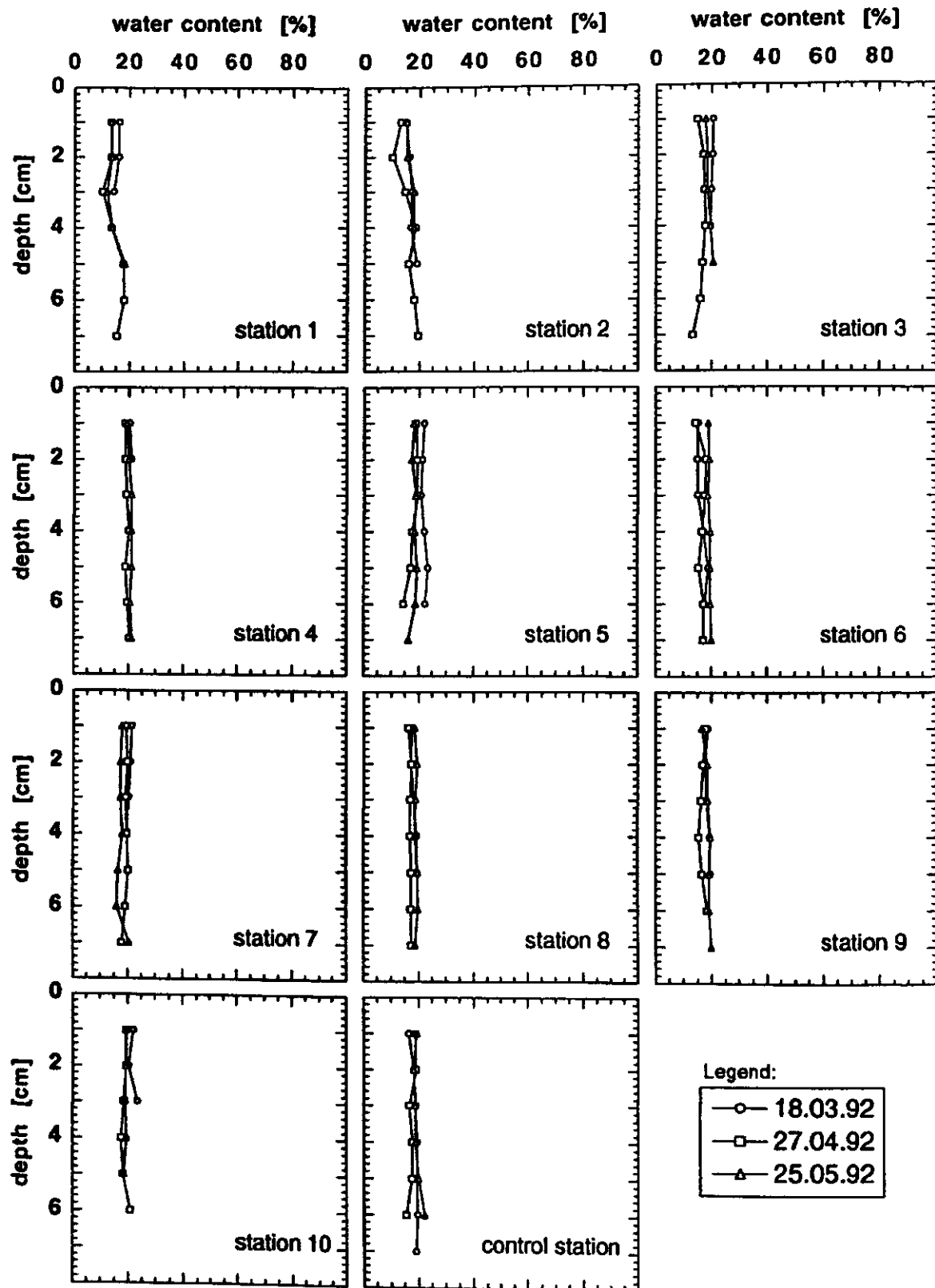


Abb. 35: Wassergehalt (an drei Probennahmeterminen) in den oberen Sedimentschichten (1-7 cm) auf den verschiedenen Stationen im Bereich der Käfiganlage Lincay (Teilanlage I) und der Kontrollstation (Lage der Probennahmestationen s. Abb. 3). Die Datenpunkte repräsentieren Einzelbestimmungen.

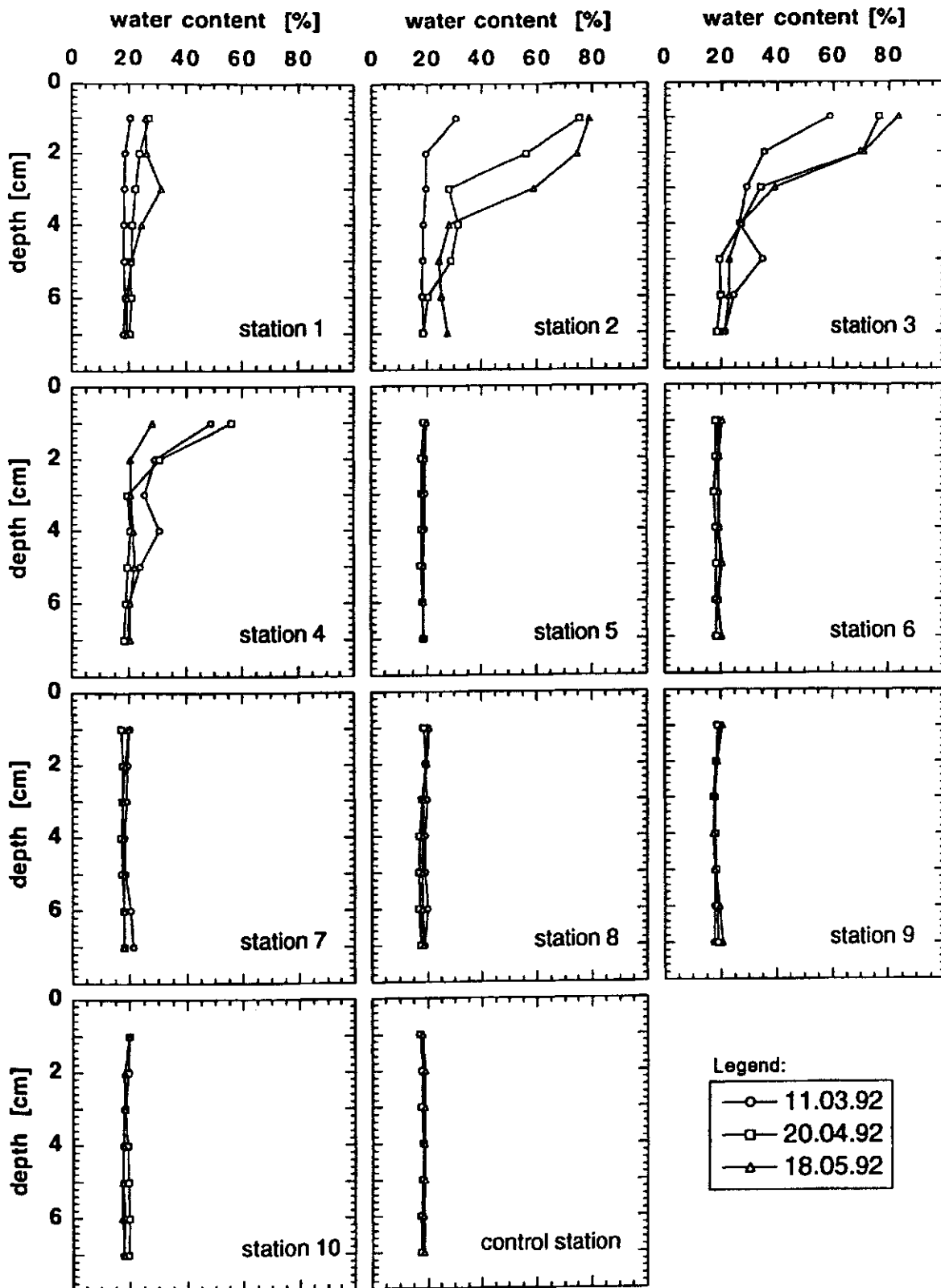


Abb. 36: Wassergehalt (an drei Probennahmeterminen) in den oberen Sedimentschichten (1-7 cm) auf den verschiedenen Stationen im Bereich der Käfiganlage Terao (Teilanlage I) und der Kontrollstation (Lage der Probennahmestationen s. Abb. 4). Die Datenpunkte repräsentieren Einzelbestimmungen.

Die in einem stark durchströmten Gebiet liegende Anlage Lincay weist kaum Unterschiede im Wassergehalt der Sedimente zwischen den Stationen (horizontal) und der Tiefe (vertikal) auf (Abb. 35). Der Wassergehalt bleibt auch in der Zeitachse (drei Probennahmentermine) fast unverändert. Das Sediment an den Stationen der Anlage Terao (Abb. 36) zeigte dagegen geringfügig erhöhte Wassergehalte (bis etwa 25 %) an der Station 1 (5 m von der Anlage entfernt) und bedeutend höhere Werte (bis rund 80 %) an den Stationen 2 und 3. Diese Stationen befanden sich direkt unter der Anlage. Station 4 (am Rand der Anlagen) zeigt ebenfalls erhöhte Werte (50 bis 55 %). Alle weiteren Stationen weisen Wassergehalte auf, die um 19 %, also vergleichbar mit den Kontrollstationen, liegen. Vertikal betrachtet ist festzustellen, daß der Einfluß der Käfiganlagen auf den Wassergehalt des darunterliegenden Sediments nur bis zu einer Tiefe von 4 oder 5 cm deutlich wird. Darunter gleichen die Werte den Hintergrundwerten. Unter und in unmittelbarer Nähe der Anlage nahmen die Wassergehaltswerte im Sediment mit der Zeit zu.

Um eine horizontale Veranschaulichung der Profile des Wassergehalts im Sediment aller Stationen zu ermöglichen, sind in den Abb. 37 (s.S. 99) und 38 (s.S. 100) getrennt für jede beprobte Sedimenttiefe der Anlagen die Befunde in Säulendiagrammen dargestellt. Danach sind die Unterschiede beider Standorte deutlich erkennbar. Im Bereich der Anlage Lincay sind Wassergehalte in allen Tiefenhorizonten gleichmäßig verteilt ohne ein Maximum unterhalb der Käfige anzuzeigen. Dagegen war in Terao nur direkt unter der Anlage und nur in den obersten Sedimentschichten ein deutlicher Anstieg im Wassergehalt zu registrieren.

Porosität und Wassergehalt sind eng miteinander verknüpft. Die berechneten Werte für Porosität zeigen daher einen ähnlichen Trend für beide Anlagen, so daß auf eine Darstellung der Daten hier verzichtet werden kann. Die Durchschnittswerte der Porosität für alle Proben der Anlage Lincay lagen bei 37 % (± 4) und diejenigen der Anlage Terao bei 42 % (± 11). Es bestand also im Mittel ein Unterschied von rund 5 %. Porositätswerte für "unbelastete" Stationen beider Anlagen liegen zwischen 30 % und 40 %. Die Kontrollstationen beider Anlagen haben einen mittleren Porositätswert von 37 %.

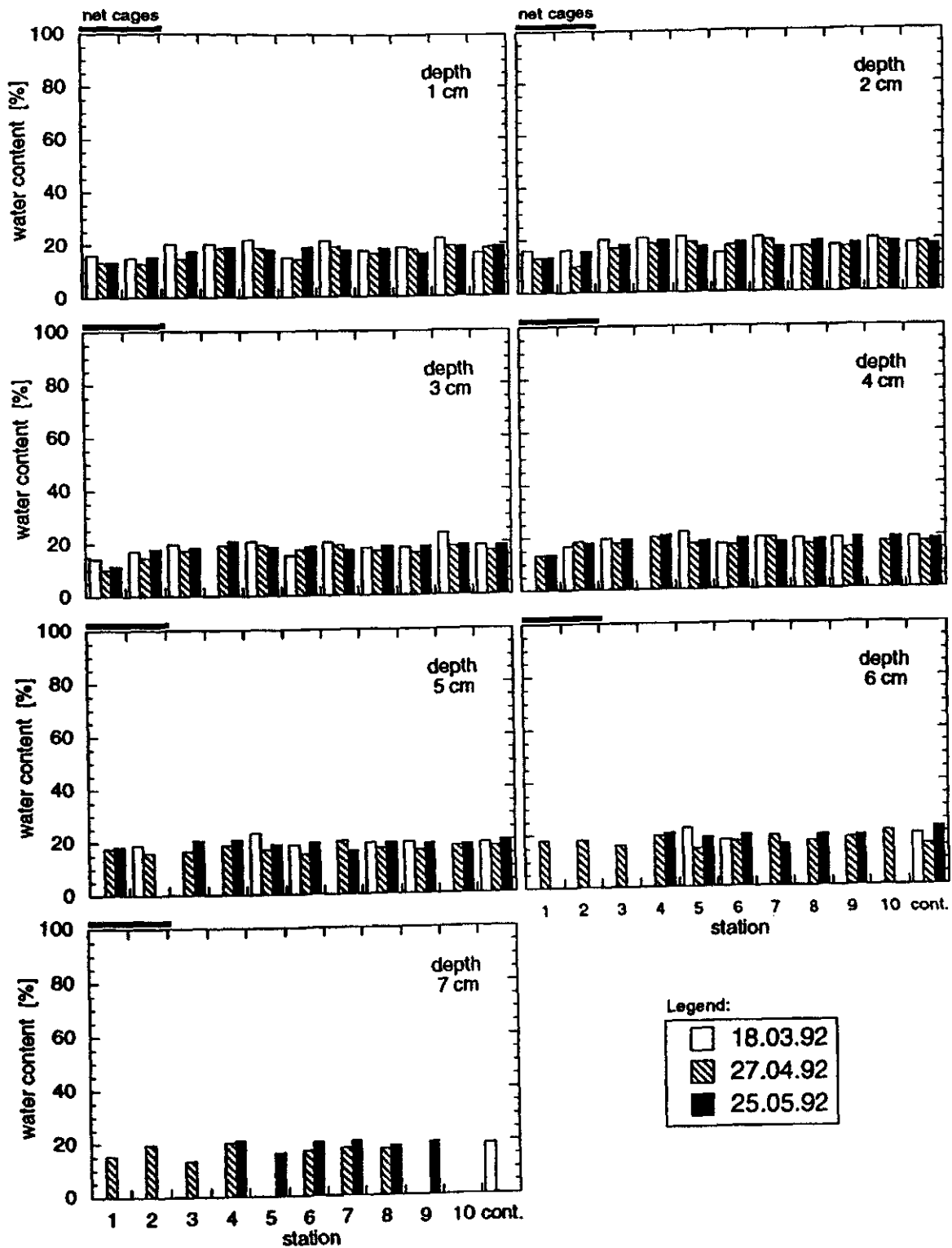


Abb. 37: Wassergehalte für jede Sedimenttiefe im Bereich der Käfiganlage Lincay (an drei Probenahmetermen; Lage der 10 Probenahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 3). Der schwarze Balken (oben links) repräsentiert die Lage der Teilanlage I (Seitenansicht).

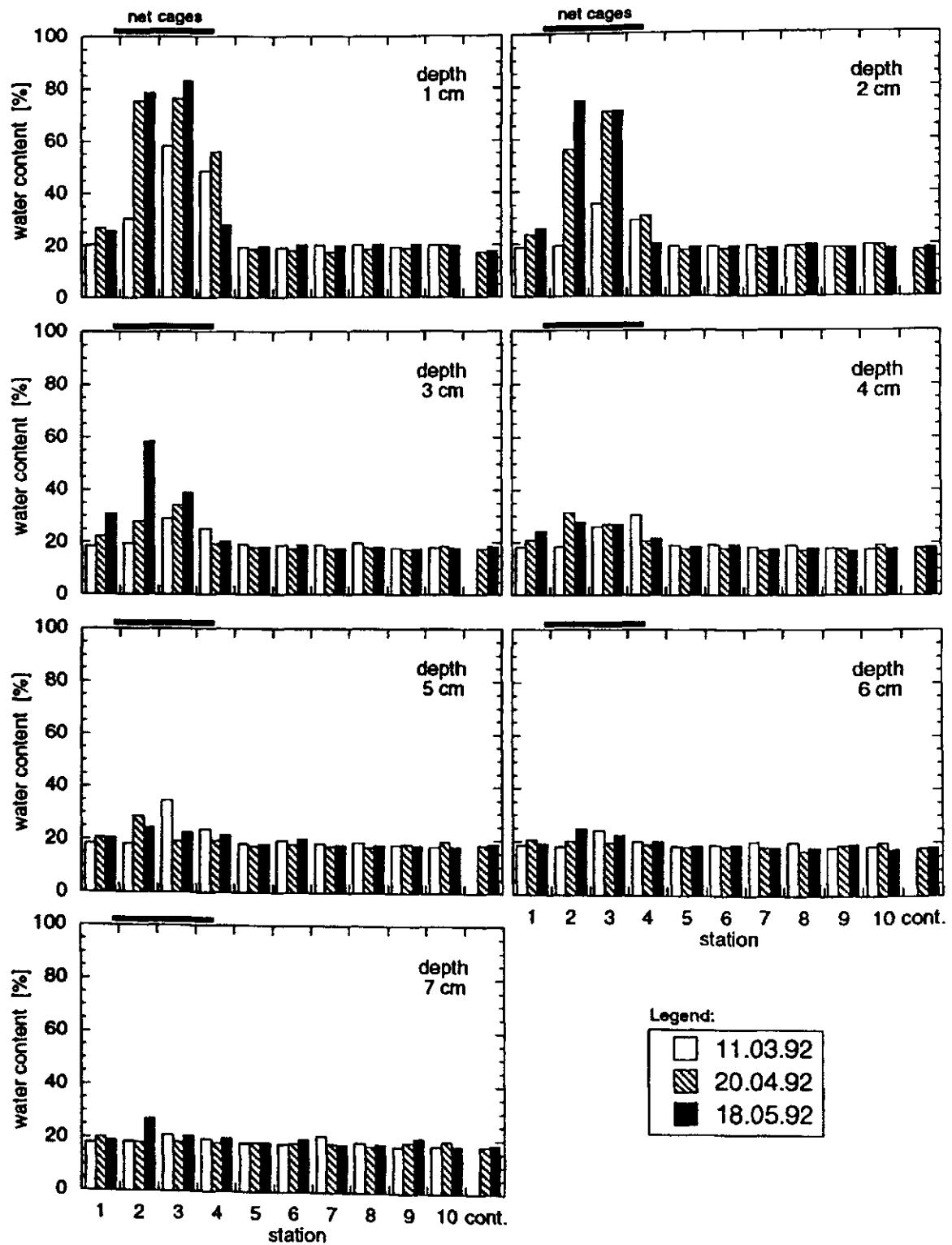


Abb. 38: Wassergehalte für jede Sedimenttiefe im Bereich der Käfiganlage Terao (an drei Probennahmeterminen; Lage der 10 Probennahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 4). Der schwarze Balken (oben links) repräsentiert die Teilanlage I im Querschnitt.

4.1.4.2 Glühverlust

Für die organische Fracht eines Sediments ist der Glühverlust ein deutlicheres Maß als der Wassergehalt. Er wurde deshalb bestimmt und bestätigt die bereits geschilderte Situation an beiden Anlagen. Im Durchschnitt lag der Glühverlust aller Proben der Anlage Lincay bei 1.29 % (± 0.43) und der der Anlage Terao bei 2.95 % (± 4.63). Es bestand also im Mittel lediglich ein Unterschied von etwa 1.7 %, wobei die Standardabweichung bei der Anlage Terao erheblich größer war. "Unbelastete" Stationen in beiden Anlagen lagen bei Glühverlustwerten zwischen rund 1.1 % bei Lincay und etwa 1.6 % bei Terao. Es wurde also eine etwas höhere organische Belastung in den "unbelasteten" Stationen der Anlage Terao als in denen von Lincay gefunden. Dies deutet darauf hin, daß das Habitat im Bereich der Anlage Terao insgesamt stärker der Sedimentation unterworfen ist als das der Anlage Lincay. Die Kontrollstationen beider Anlagen zeigten im Mittel einen Glühverlust von 1 %.

Abbildung 39 (s.S. 102) zeigt die horizontale und vertikale Verteilung der Glühverlustwerte der Anlage Lincay und Abb. 40 (s.S. 103) die Verteilung der Anlage Terao. Diese Daten sind vergleichbar mit den Darstellungen für den Wassergehalt der Sedimente graphisch aufgetragen. Sie betonen die organische Fracht unter den Anlagen noch deutlicher und lassen noch geringfügig erhöhte Werte in tieferen Schichten erkennen. Bei Lincay waren leicht erhöhte Werte (bis 3%) an den Stationen 1 und 2 zu beobachten. Die Anlage Terao zeigte leicht erhöhte Werte (3 %) an der Station 1. Unter den Käfigen 2 und 3 wurden erheblich erhöhte Werte (bis 33 %) gefunden, gefolgt von Station 4 mit 11 %. Die weiteren Stationen zeigten alle weitgehend gleichmäßig verteilte, niedrige Werte (1.56 %), die jedoch mit 0.56 % über den Werten der Kontrollstationen lagen.

Um eine horizontale Veranschaulichung der Profile des Glühverlusts im Sediment aller Stationen zu ermöglichen, sind in den Abb. 41 (s.S. 104) und 42 (s.S. 105) getrennt für jede beprobte Sedimenttiefe der Anlagen die Befunde in Balkendiagrammen dargestellt. Danach sind die Unterschiede beider Standorte räumlich deutlich erkennbar.

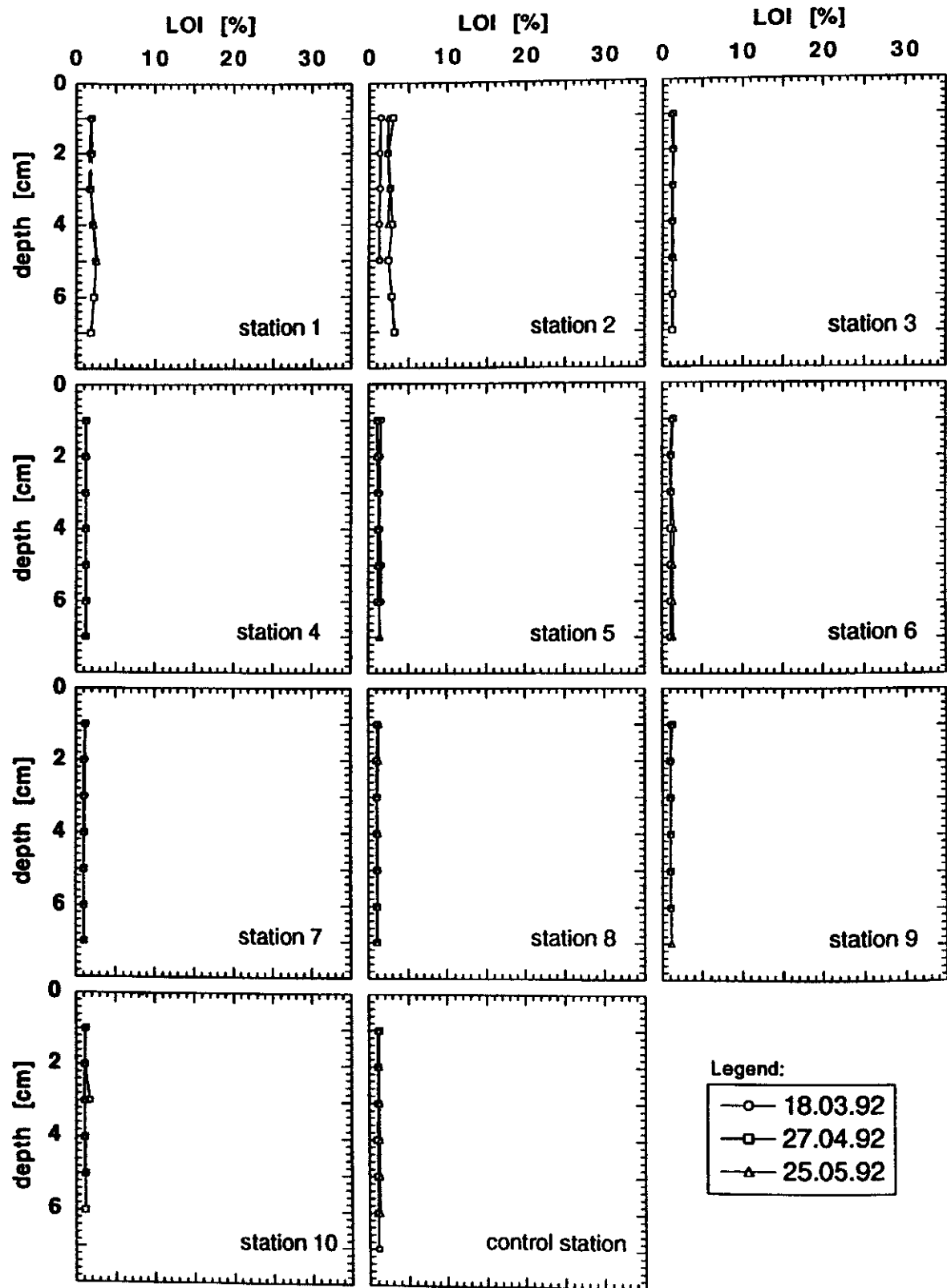


Abb. 39: Glühverlust der oberen Sedimentschichten (an drei Probennahmeterminen) auf den verschiedenen Stationen im Bereich der Käfiganlage Lincay (Teilanlage I) und entsprechende Kontrollstation (Lage der Probennahmestationen siehe Abb. 3). Die Datenpunkte repräsentieren Einzelbestimmungen.

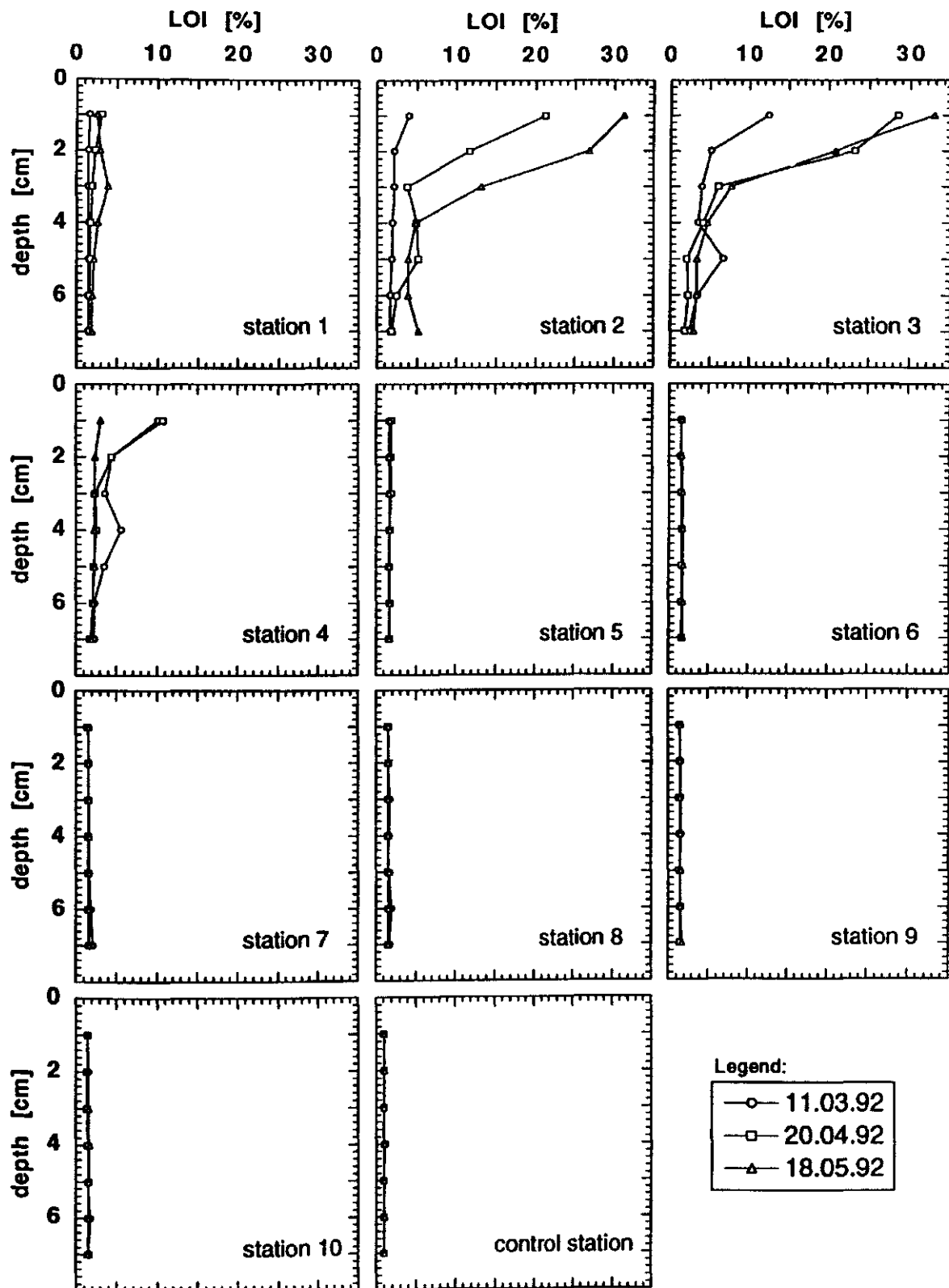


Abb. 40: Glühverluste der oberen Sedimentschichten (an drei Probennahmeterminen) auf den verschiedenen Stationen im Bereich der Käfiganlage Terao (Teilanlage I) und der entsprechenden Kontrollstation (Lage der Probennahmestationen siehe Abb. 4). Die Datenpunkte repräsentieren Einzelbestimmungen.

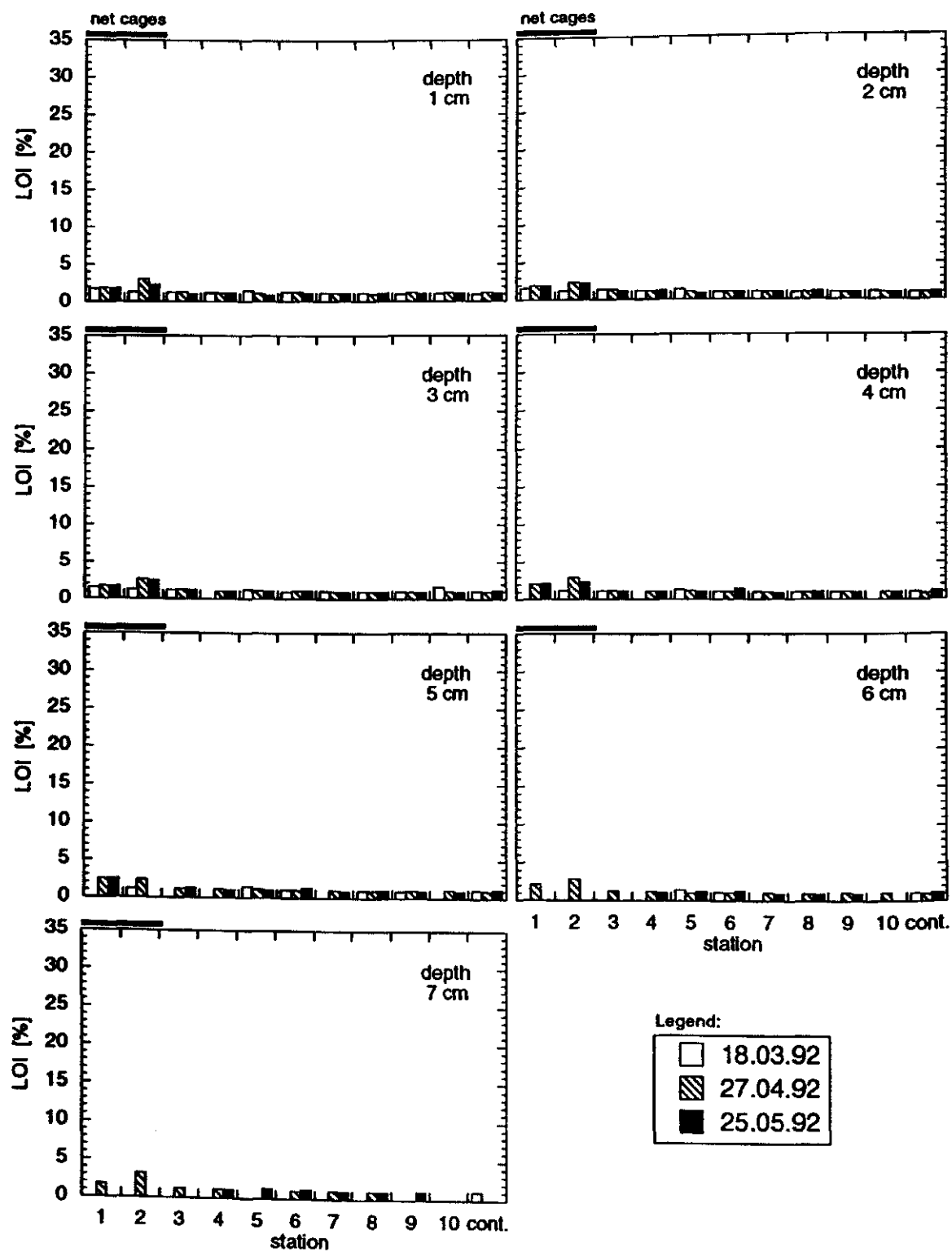


Abb. 41: Glühverluste für jede Sedimenttiefe im Bereich der Käfiganlage Lincay (an drei Probenahme-terminen; Lage der 10 Probenahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 3). Der schwarze Balken (oben links) repräsentiert das Ende der Teilanlage I (Seitenansicht).

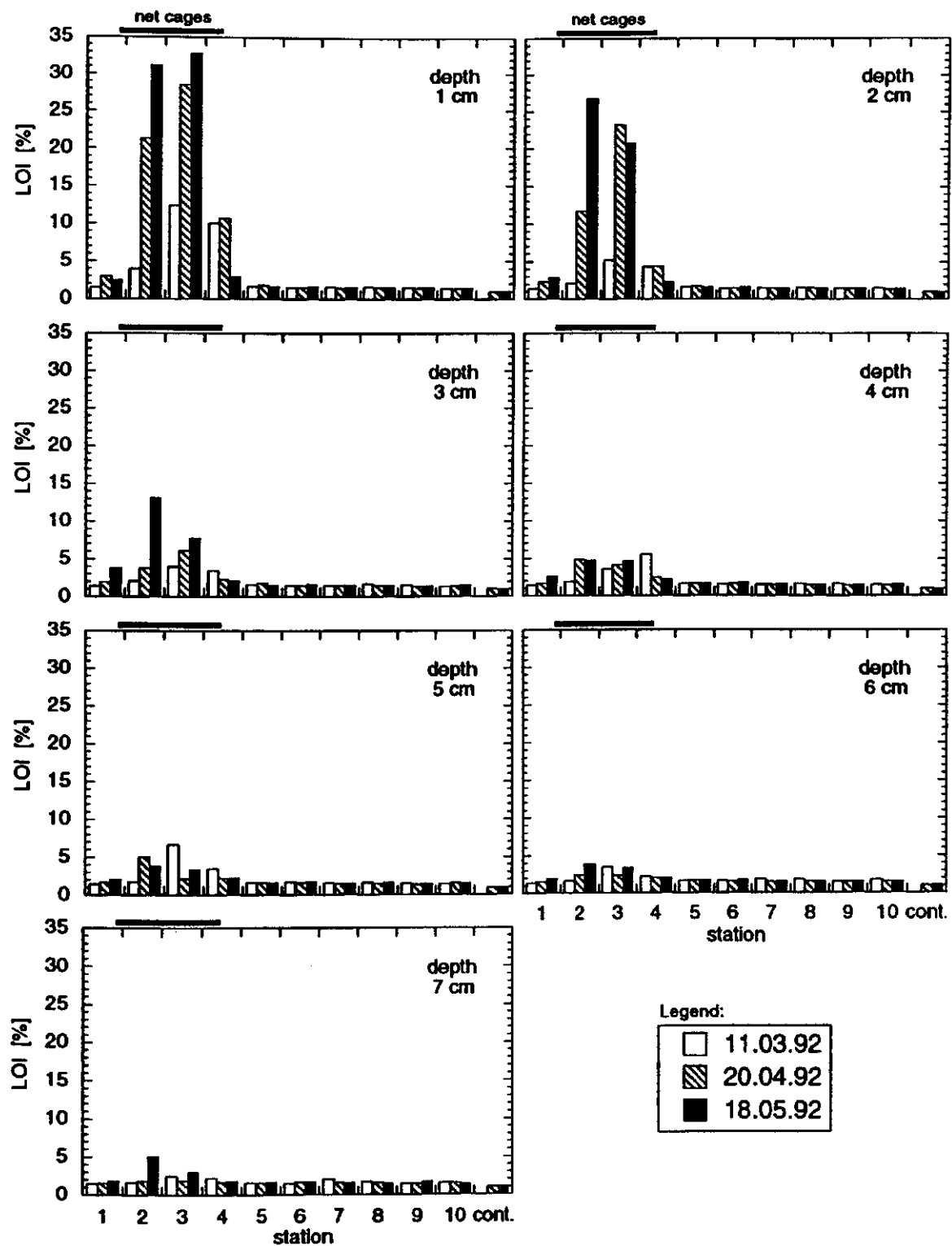


Abb. 42: Glühverluste für jede Sedimenttiefe im Bereich der Käfiganlage Terao (an drei Probennahmeterminen; Lage der 10 Probennahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 4). Der schwarze Balken (oben links) repräsentiert die Teilanlage I im Querschnitt.

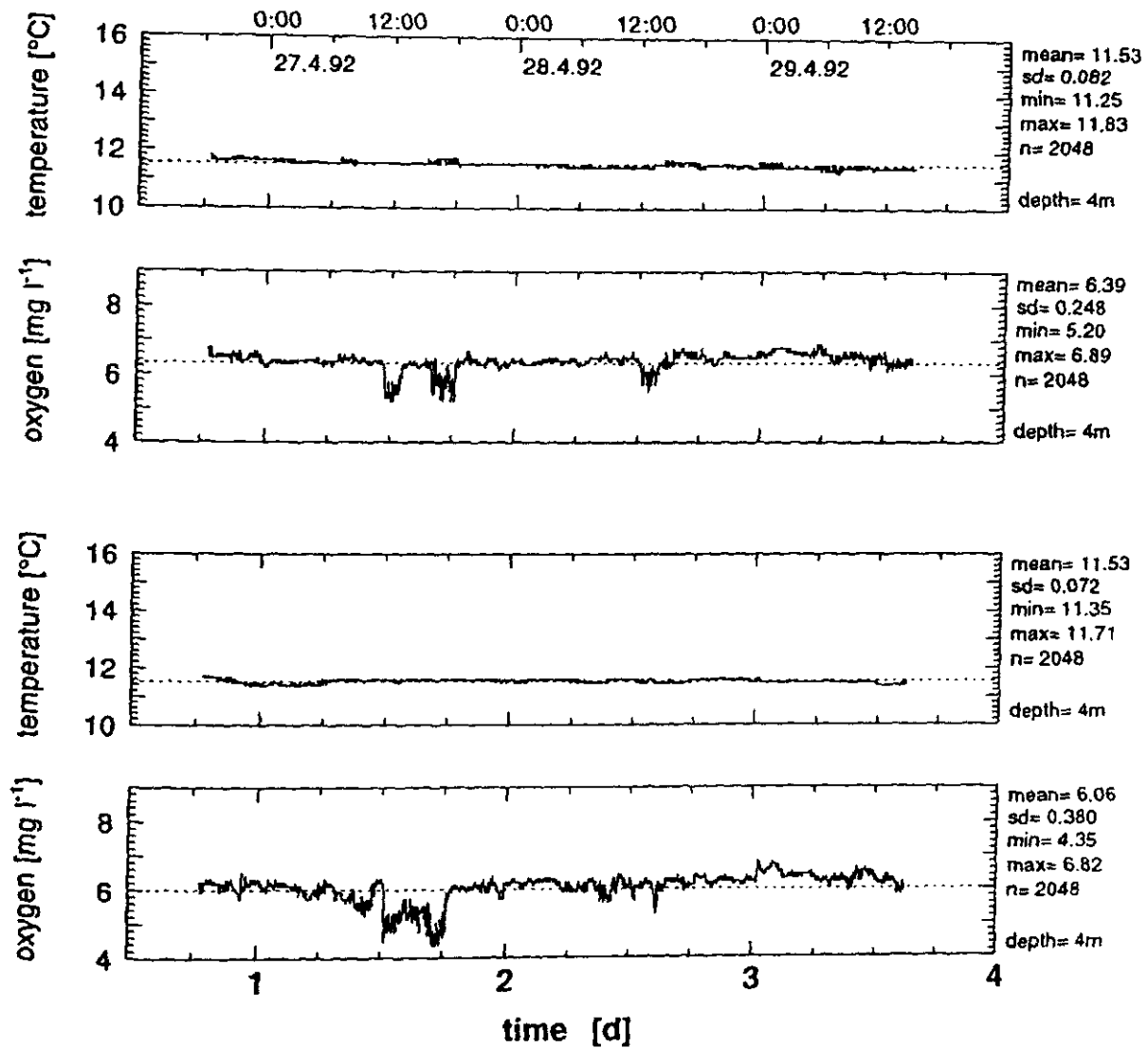


Abb. 35: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Floß NO der Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

4.1.4.3 C/N Analyse

Im Anhang fassen die Tabellen 3 und 4 die C/N-Analysen ausgewählter Sedimentproben der Anlagen Lincay und Terao zusammen. Der entsprechende Glühverlust wird aus Vergleichsgründen gezeigt. 1 % Glühverlust entspricht etwa 0.1 % Kohlenstoff (die Relation ist im unteren Bereich jedoch nicht linear).

Die gemessenen Proben der Anlage Lincay zeigen einen mittleren Kohlenstoffgehalt von 0.36 % (± 0.36) (Min.: 0.06 %, Max.: 1.28 %). Bei den entsprechenden Stickstoffwerten liegt der Mittelwert bei 0.06 % (± 0.1) (Min.: 0 %, Max.: 0.35 %). Der mittlere Kohlenstoffwert für die gemessenen Sedimentproben der Anlage Terao liegt bei 2.3 % (± 4.4) (Min.: 0.08 %, Max.: 17.5 %). Der mittlere Stickstoffwert liegt bei 0.5 % (± 1.1) (Min.: 0 % und Max.: 5.1 %). Die hohen Werte bei der Anlage Terao sind in der ersten Zentimeterschicht unter der Netzkäfiganlagen zu finden. Abbildung 43 veranschaulicht die Änderung des Kohlenstoffgehaltes in der obersten Zentimeterschicht des Sedimentes im Bereich der beiden Anlagen über die Zeit.

Der Karbonatanteil in den Sedimenten beider Anlagen ist extrem gering. Die meisten Werte liegen zwischen 0.01 % und 0.05 %, als Maximum wurden Werte zwischen 0.58 und 0.79 % bestimmt. Die Relation C/N liegt bei Werten zwischen 3 und 6 in den Sedimenten beider Anlagen.

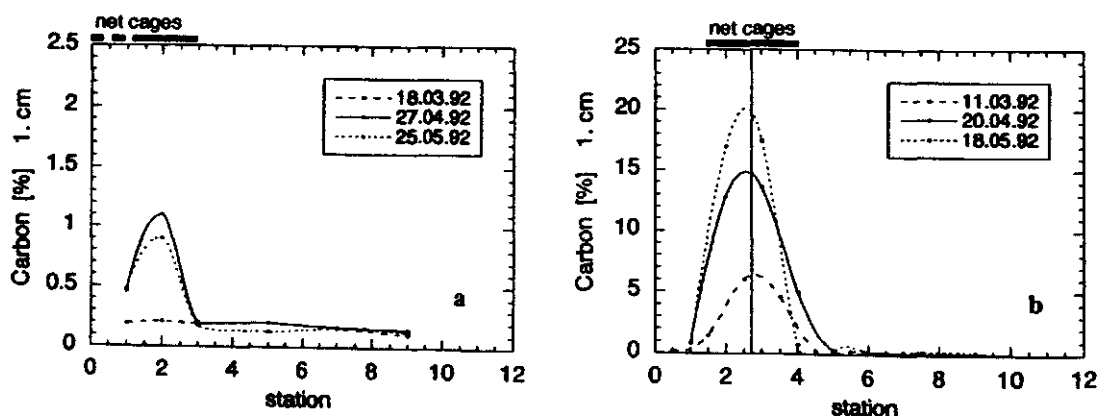


Abb. 43: Organischer Kohlenstoffgehalt der Oberflächensedimentschicht (erster Zentimeter) im Bereich der Teilanlage I der Käfiganlagen Lincay (a) und Terao (b) an drei Probennahmeterminen (Lage der Probennahmestationen s. Abb. 3 und 4). Die schwarzen Balken (Graphik oben) repräsentieren den Käfiganlagenbereich. Beachte die unterschiedlichen y-Skalen.

4.1.4.4 Korngrößenverteilung

Zu Vergleichszwecken wurde eine Bestimmung der Korngrößenverteilung von jeweils zwei Stationen jeder Anlage durchgeführt. In Abb. 44 ist das Ergebnis dieser Untersuchung als Korngrößendurchmesser und kumulativer Prozentsatz aufgetragen. Es besteht ein deutlicher Unterschied zwischen den Sedimenten beider Anlagen. Lincay weist einen höheren Anteil an grobem Sediment (rund 30 %, zwischen 1000 und 2000 μm Körnung), sehr wenig feinem Sediment (< 63 bis 125 μm , rund 2 %) und einen Hauptanteil (über 50 %) an Sedimenten zwischen 250 und 1000 μm Korndurchmesser auf. Bei Anlage Terao sind die groben Fraktionen zwischen 1000 und 2000 μm nur mit 1 % vertreten. Der Hauptanteil (rund 70 %) befindet sich im mittelfeinen Sediment zwischen 125 und 500 μm . Die feine Sedimentfraktion (< 63 bis 125 μm) kommt dort bis zu etwa 15 % vor.

Innerhalb der Anlage Lincay war das Sediment weniger homogen als bei Terao, wo beide Sedimentkernproben nahezu identisch waren (siehe hierzu auch 3.1.7).

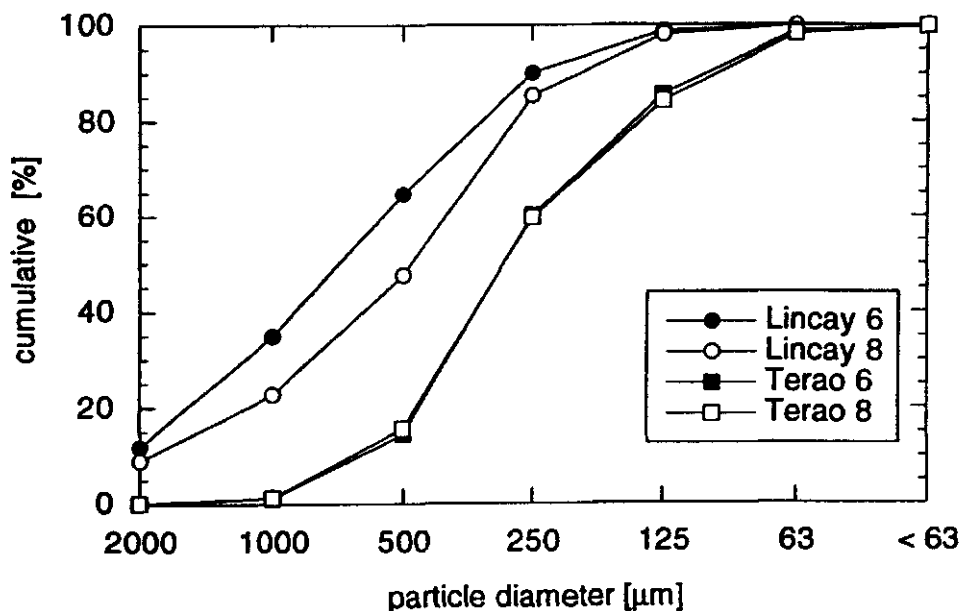


Abb. 44: Kumulative Korngrößenverteilung des Sedimentes von je zwei Stationen (am Sedimentproben-transekt) an der Anlage Lincay (Kreise) und Terao (Quadrate). Positionen der Stationen s. Abb. 3 und 4.

4.1.5 Sedimentationsraten

Eine zusammenfassende Tabelle der Sedimentationsergebnisse bei Terao kann der Tabelle 3 entnommen werden. Hier wurden die gleichen Stationsnummern und Positionen wie bei den Sedimentkernproben verwendet. Aus Zeitgründen und auf Grund der Wetterbedingungen wurden für diesen Versuch nur einmal Sedimentfallen ausgesetzt. Die höchste Sedimentation war unter der Anlage an Station 3 mit $35.8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ Trockensediment (32.27 % C) zu finden. Wie erwartet, nahmen die Sedimentationsraten nach außen hin ab. Station 6 (etwa 20 m von der Anlage entfernt) wies einen Werte von $8.6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ Trockensediment (7.83 % C) auf, etwa viermal weniger als bei Station 3. Bei Station 1 (etwa 5 m von der Anlage entfernt) lag der Wert mit $17.32 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ Trockensediment (17.39 % C) etwa bei der Hälfte der Station 3. Die Tabelle 3 enthält auch die berechneten Werte der Sedimentation in $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Tab. 3: Darstellung der in den Sedimentfallen gesammelten Feststofffracht an der Anlage Terao (Lage der Stationen siehe Abb. 4). Die Sedimentfallen wurden nur einmal ausgesetzt. Es wird der organische Kohlenstoff- und der Stickstoffgehalt der Proben sowie eine Berechnung der Kohlenstoffsedimentation an den aufgeführten Stationen gezeigt.

Station	Feststofffracht $\text{g/m}^2/\text{d}$	C %	N %	Sedimentation $\text{g C/m}^2/\text{d}$
1	17.32	17.39	2.23	3.01
3	35.8	32.27	2.97	11.55
5	15.24	9.24	1.28	1.39
6	8.62	7.83	1.19	0.63

4.1.6 *In-situ*-Sauerstoffzehrung des Sedimentes

Die Vorversuche auf Dichtigkeit und Innendurchmischung der Kunststoffkammer hatten gezeigt, daß kein Austausch mit dem umgebenden Wasser stattfand und über den eingebauten Batterierührer eine sehr gute Durchmischung im Inneren der Kammer erreicht wurde. Diese Vorversuche sind für die Verlässlichkeit der Ergebnisse sehr wichtig.

Die *In-situ*-Sauerstoffzehrungs-Versuche konnten aus folgenden Gründen nur an der Anlage Terao durchgeführt werden:

- Das Substrat am Meeresboden der Anlage Lincay war für die Sauerstoffzehrungsversuche nicht geeignet, da das Sediment zu grobkörnig war (zum Teil steinig) um die Kunststoffkammer tief genug in den Meeresboden zu versenken. Bei derart groben Sedimenten kann die Dichtigkeit der Kammer nicht gewährleistet werden;
- In der Anlage Terao drang die Kammer trotz gleichmäßig sandigen Bodens nicht bei jedem Aussetzen ordnungsgemäß in das Sediment ein, so daß die Meßwerte durch teilweisen Wasseraustausch verfälscht wurden und deshalb verworfen werden mußten. Mit Hilfe der Videokamera konnte die jeweilige Position der Kammer und damit ihr Funktionszustand kontrolliert werden.

Tab. 4: Sauerstoffzehrung und berechneter Kohlenstoffabbau des Sedimentes an drei Stationen der Anlage Terao (Position der Stationen siehe Abb. 4). Für jeden Versuch wird auch die mittlere Temperatur angegeben.

Datum	Station	Mittlere Temp. [°C]	O ₂ Zehrung mg O ₂ /m ² /d	O ₂ Zehrung mmol O ₂ /m ² /d	Abbau C org. gC/m ² /d
05. Apr 92	A	11.75 ± 0.10	9458	295.56	3.55
05. Mai 92	B	11.07 ± 0.08	7138	223.06	2.68
06. Mai 92	C	11.07 ± 0.09	5291	165.34	1.98

Die Kunststoffkammer wurde mehrere Male eingesetzt, jedoch war nur ein Einsatz (Abb. 4; Station C; s.S. 27) über einen längeren Zeitraum (mehr als 8 Stunden) erfolgreich. Bei zwei weiteren Einsätzen (Tab. 4; Stationen A und B) wurde nur der Sauerstoffverbrauch über einen kurzen Zeitraum (1 Stunde) zuverlässig bestimmt. Bei weiteren Einsätzen ist das Eindringen der Kammer in das Sediment mißglückt.

In Tabelle 4 sind die Abbauraten organischen Kohlenstoffs, die zugehörige Sauerstoffzehrung des Sediments und die mittleren Temperaturen am Versuchsstandort dargestellt. Die Sauerstoffzehrung ist für den Versuch vom 6. Mai 1992 über acht Stunden exemplarisch in Abb. 45 aufgetragen. Insgesamt dauerte es bei diesem Versuch 15 Stunden bis der Sauerstoff in der Glockenkammer völlig aufgebraucht war (Ausgangswert 7.1 mg l^{-1}). Die Sauerstoffzehrung wurde allerdings in den letzten Stunden vor Versuchsende erheblich geringer.

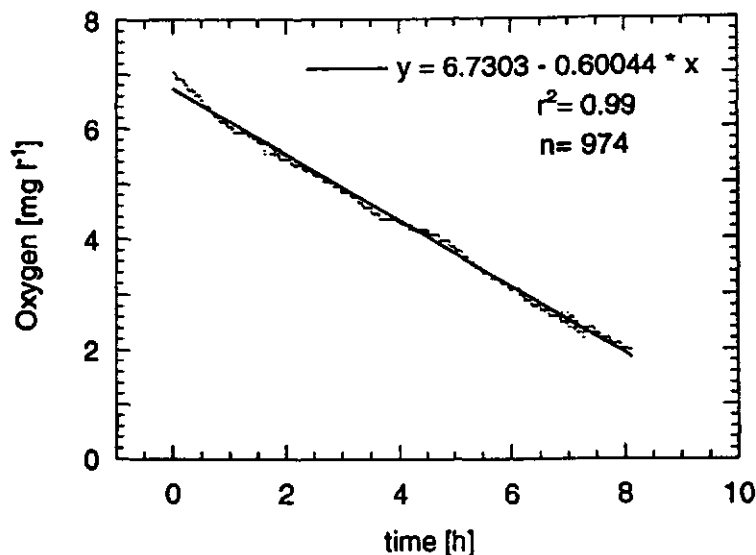


Abb. 45: Verlauf der Sauerstoffzehrung in der am Boden exponierten Respirationkammer (Anlage Terao, Station C - siehe Abb. 4). Dargestellt sind der Kurvenverlauf der Einzelmeßwerte (30-Sekunden-Intervalle) und die dazugehörige lineare Regression. n = Anzahl der 30-Sekunden-Meßperioden.

4.1.7 Videobeobachtungen unter Wasser

In den Abb. 3 (Anlage Lincay) und Abb. 4 (Anlage Terao) sind die Transekte der bodennahen Videoaufnahmen eingezeichnet. Der Meeresboden zeigte im Bereich der Anlage Lincay eine sehr heterogene Struktur. Es handelt sich um sandige, steinige (Durchmesser: etwa 5 cm, Abb. 46 (a)) sowie felsige Flächen. Direkt unter der Teilanlage I (Lincay) sind hauptsächlich Steine und kleinere Felsbrocken zu finden. In westli-

cher, östlicher und nördlicher Richtung dieser Teilanlage ist der Meeresboden grobsandig. Unter der Teilanlage II und südlich davon wurde sowohl ein steiniger als auch ein felsiger Grund festgestellt. Zum Norden hin wurde der Meeresboden zunehmend sandig. Östlich der Teilanlage III war die Fläche meist felsig. Im Bereich der Anlage Terao war der Meeresboden dagegen sehr homogen, und bestand ausschließlich aus sandigen Sedimenten (Abb. 46 (b)). Das Ergebnis dieser Videountersuchung deutet auf ein Sedimentationsgebiet bei Lincay und ein Akkumulationsgebiet bei Terao hin.

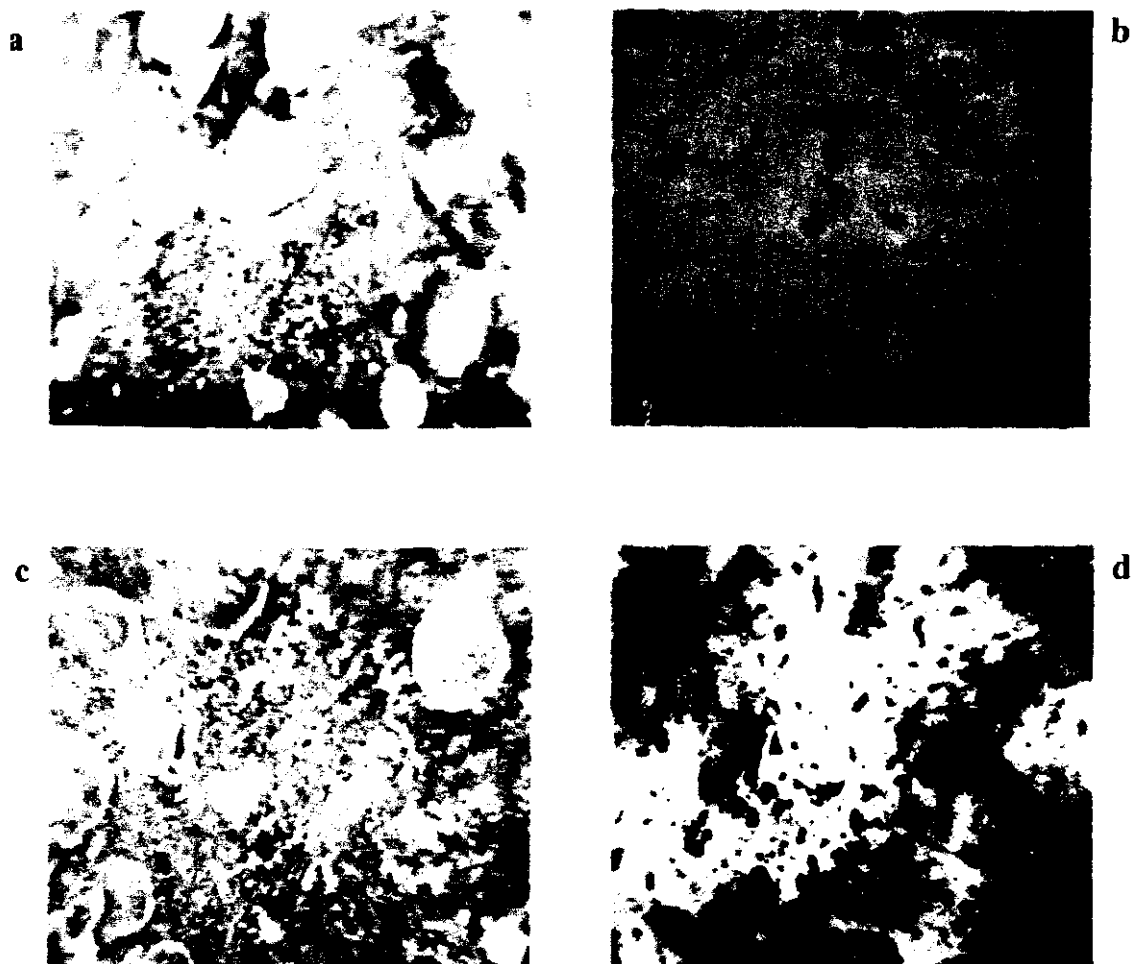


Abb. 46: Videostandbild des Meeresbodens unter den Anlagen Lincay ((a) = "unbelastet" und (c) = leichter *Beggiatoa* spp. Bewuchs) mit grobsandigem bis steinigem Bodengrund und Terao ((b) = "unbelastet" und (d) = *Beggiatoa*-Matten) mit ausschließlich sandigem Grund. (Balken: 5 cm)

Die Aufzeichnungen am Rande der Anlagen zeigten eine Änderung der Habitatstruktur und Besiedelung des Meeresbodens. Je näher man den Teilanlagen bei Terao kam, desto häufiger fielen unregelmäßig verteilte Stellen mit weißer Bodenbedeckung auf, die sich bis auf etwa 5-7 m vom Rand der Käfige entfernt ausbreiteten. Direkt am Anlagenrand gingen die weißen Flecken in einen fast zusammenhängenden "Teppich" über, der auch größtenteils den Meeresboden unter der Fischfarm überdeckte (Abb. 46 (d)). Unter diesem typischen *Beggiatoa*-Rasen, der streckenweise eine flockenartige "Kruste" ausbildete, befand sich schwarzes, anoxisches Sediment. Die weiße Auflage ist zwar nicht auf ihre Artzusammensetzung hin untersucht worden, es ist aber anzunehmen, daß es sich um Matten der anaeroben Schwefelbakterien handelt, die vermutlich den *Beggiatoa*-Arten zuzurechnen sind. An der Anlage Lincay war ihr Vorkommen nur gering ausgeprägt. Es traten dort unter den Teilanlagen nur sehr kleine weiße Flächen auf (Abb. 46 (c)). Unter beiden Anlagen wurden trotzdem zahlreiche Fische, auch in Bodennähe, beobachtet, die sowohl durch die Netzkäfiganlage als auch durch das Nahrungsangebot angelockt wurden.

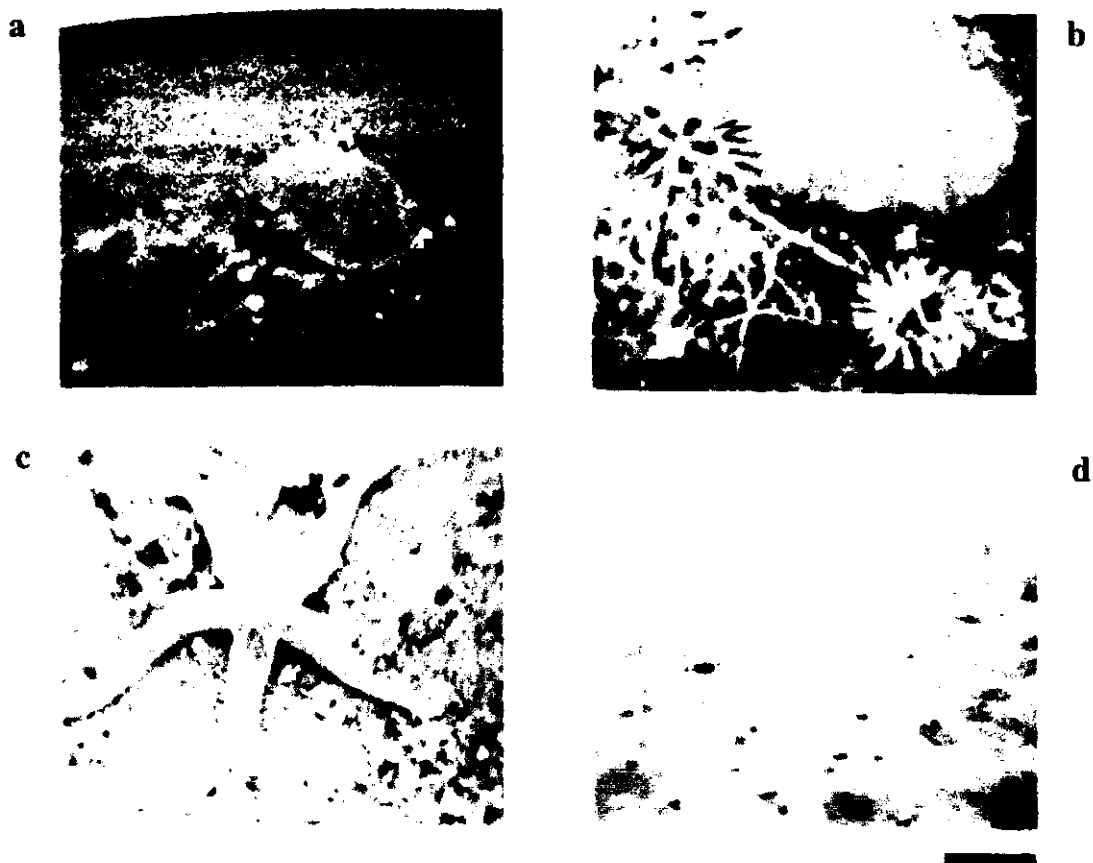


Abb. 47: Videostandbild der Benthosbesiedelung des Meeresbodens unter den Anlagen Lincay und Terao. (a) = *Cancer edwardsi*, (b) = Seeigel, (c) = Seestern, (d) = Grabröhren von Anneliden und Siphonöffnungen von Bivalven. (Balken: 5 cm)

Die Videoaufnahmen erlaubten einen qualitativen Eindruck vom Zustand der Benthofauna. Taschenkrebse der Art *Cancer edwardsi* waren in Größen von 10 bis 15 cm anzutreffen (Abb. 47 (a)). Diese Krebse waren an der Anlage Terao zahlreicher zu beobachten als im Bereich der Anlage Lincay. Hier waren zusätzlich Seeigel (5 cm groß; Abb. 47 (b)), Seesterne (Abb. 47 (c); Durchmesser 20 cm) und Schnecken (Größe etwa 4 bis 5 mm) anzutreffen. Die sandigen Flächen in der Nähe der Teilanlagen und bis zu einer Entfernung von etwa 8 bis 10 m waren mit sedentären Anneliden und Siphonenöffnungen einiger Bivalvia überdeckt (Abb. 47 (d)).

An beiden Anlagen kamen vorwiegend drei Fischarten vor, die jeweils im Umfeld der Anlagen in sehr hohen Anzahlen vertreten waren:

- *Prolatilus jugularis* (Familie Branchiostegidae), kam sowohl in der Wassersäule als auch in Bodennähe vor (s. Abb. 48 (a), s.S. 114). Teilweise ruht dieser Fisch direkt am Meeresboden. *P. jugularis* erreicht mit etwa 35 bis 40 cm Totallänge seine Endgröße;
- *Eleginops maclovinus* (Familie Nototheniidae) hielt sich häufig in der Wassersäule auf und wurde sowohl unter als auch neben den Käfigen beobachtet (s. Abb. 48 (b)). Dieser Fisch wurde aber auch in Bodennähe beobachtet, wo er nach Nahrung suchte. *E. maclovinus* erreicht eine Totallänge von etwa 35 cm;
- Eine nicht eindeutig bestimmte Fischart, die *Prolatilus jugularis* sehr ähnlich sieht, wurde in der Wassersäule sowie in Bodennähe der Käfiganlagen beobachtet. Dieser Fisch wurde mit einer maximalen Größe von etwa 30 cm Totallänge registriert.

Von diesen drei Fischarten kamen die beiden Erstgenannten, *P. jugularis* und *E. maclovinus*, am häufigsten vor.

Außerdem wurden in wesentlich geringerer Anzahl noch folgende Fischarten beobachtet, die auch teilweise nur vereinzelt auftraten:

- *Trachurus murphyi* (Familie Carangidae); eine schnellschwimmende pelagische Art; maximal 60 cm Totallänge (s. Abb. 48 (c));
- *Sebastes oculatus* (Familie Scorpaenidae), gehört zu den benthopelagischen Fischen und wurde hauptsächlich in der Anlage Lincay meist an den felsigen Bodenflächen gesehen. Diese Fische erreichen eine Totallänge von etwa 30 cm (s. Abb. 48 (d));
- *Odonthestes regia* (Familie Atherinidae); ein ausschließlich pelagischer Fisch, der in großen Schwärmen vorkommt. Der Fisch erreicht eine Totallänge von 15 bis 20 cm (s. Abb. 48 (e)). Im Gegensatz zu anderen Jahren, in denen dieser Fisch an den Anlagen sehr zahlreich beobachtet wurde, war er in der Untersuchungszeit nur in sehr geringer Anzahl anzutreffen.

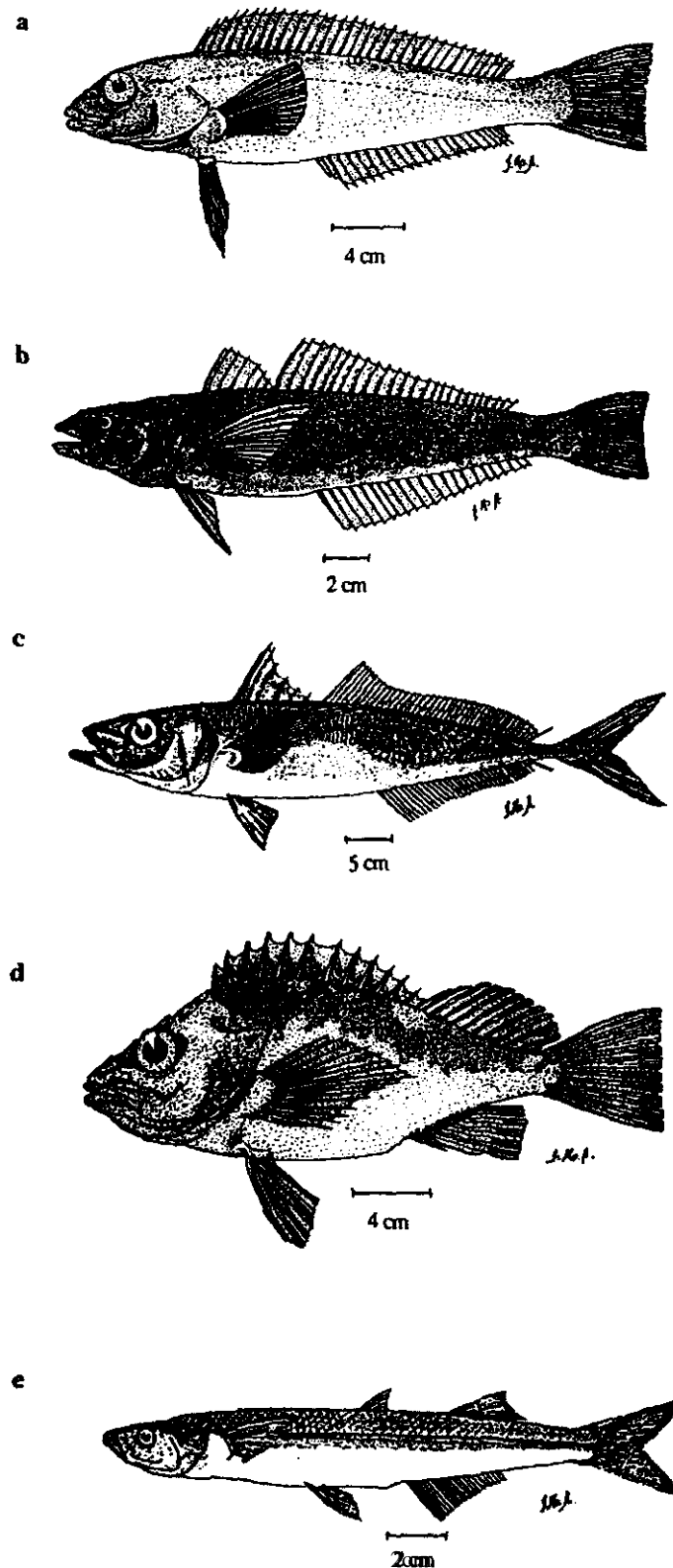


Abb. 48: Typische Vertreter der Felsfahnenfische. (a) *Pradonellus ju-gulatus* (Familie Blenniidae), (b) *Elagium murex* (Familie Gobiidae), (c) *Trachurus murphyi* (Familie Carangidae), (d) *Sebastes rostratus* (Familie Scorpaenidae), (e) *Theristes regis* (Familie Atherinidae). (nach LÖNNER 1979)

4.2 Zusammensetzung, Stabilität und Sinkverhalten des Futters

4.2.1 Zusammensetzung des verwendeten Futters im Vergleich zu handelsüblichen Futtermitteln der Lachszucht

Das verwendete Futtermittel der Firma *Marine Harvest Chile*, das aus eigener Produktion stammte, hat die auf Grund der eigenen Analyse dieser Arbeit in Tabelle 5 (oberste Zeile; s.S. 116) dargestellte Zusammensetzung. Das verwendete Futter hatte einen hohen Rohproteinanteil und gehört im Vergleich zu anderen kommerziellen Futtermitteln, wie sie beispielsweise für Betriebe in Nordeuropa und Nordamerika in den letzten Jahren entwickelt wurden, zu denen, die einen relativ niedrigen Fettgehalt aber trotzdem noch eine vergleichbar hohe Energiedichte aufweisen. Auch die Herstellerangaben zeigen deutliche Variationen der Werte. Es fällt vor allem auf, daß einige europäischen Hersteller relativ niedrige Aschegehalte im Futter angeben, während die chilenischen Produkte noch im oberen Bereich liegen. Weiterhin sind Phosphor und Stickstoff in der Kategorie mit relativ hohen Gehalten zu finden. Die in Tabelle 5 beschriebenen Energiedichten [MJ kg^{-1}] entsprechen dem Bruttoenergiegehalt des jeweiligen Futters.

Tab. 5: Zusammensetzung des verwendeten Futters (eigene Analysen, Mittelwerte und Standardabweichung, n = 7) in den untersuchten Anlagen im Vergleich zu anderen Futter-Pellets chilenischer und europäischer Hersteller (nach deren Angaben). Angaben in Prozent des Trockengewichts. (+) = berechnete Werte.

Futterhersteller	Wassergehalt %	Rohprotein %	Rohfett %	Kohlenhydrate NFE %	Rohfaser %	Asche %	Ca %	P %	N %	C %	Energiedichte MJ/Kg
Marine Harvest (Marine feed) Lachs	7.6 ± 0.61	55.9 ± 0.90	17.9 ± 0.84	13.0*	0.2 ± 0.04	14.4 ± 0.27	3.0 ± 0.16	2.1 ± 0.05	8.8 ± 0.16	45.0 ± 0.52	21.8 ± 0.45
Hersteller in Chile Lachs	5.0	47.4	31.6	9.1*	0.3	11.6	2.1	1.5	7.6*		23.8
Trouvit (Standart) Forelle	10.0	50.0	11.1	24.4		11.1			8.0*		18.0
Trouvit (Europa-20) Forelle	10.0	53.9	15.6	15.6		12.2			8.6*		21.0
DIBAQ Aquac. Int. (TEX-41) Lachs & Forelle extrudiert	10.0	53.3	15.6	17.6	1.5	11.1	3.2	1.6	8.5*		
DIBAQ Aquac. Int. (TEX-43) Lachs & Forelle extrudiert	10.0	52.2	27.8	10.0		8.9	4.3	2.1	8.4*		
INVE Group (Invall dia. 4400) Lachs, extrudiert	9.0	47.3	28.6	16.5		6.6	1.0	1.0	7.6*		22.9
AQUALIM (Ecolife 18) Forelle, extrudiert	7.2	45.3	25.9	19.4		8.0		1.0	7.2*		22.8
ALMA Forelle ICS 45/20 Lachs & Forelle	9.5	50.0	22.0	18.7*	0.6	8.6	1.3	1.1	8.0*		21.9

4.2.2 Sinkgeschwindigkeit der Pellets

Die Sinkgeschwindigkeit der Pellets zeigte nach dem Durchlaufen der Wassersäule von jeweils 1 und 2 m keinen deutlichen Unterschied. Im Anhang (Tabelle 2) sind die Ergebnisse zusammengefaßt. Sie betreffen ausschließlich Pelletgrößen, wie sie in Chile verwendet werden. Die Sinkgeschwindigkeiten, die über die gesamte Wassersäule von 2 m ermittelt wurden, ergaben die in Abb. 49 (s.S. 118) dargestellten Kurven, deren Abhängigkeit von Pelletgewicht und Pelletlänge deutlich wird. Ein Gesamtdurchschnitt für die Sinkgeschwindigkeit der Pellets kann zwar mit $0.14 \pm 0.04 \text{ m s}^{-1}$ ($n = 482$) ermittelt werden, hat aber wenig Praxisrelevanz für die Verwendung im Simulationsmodell, da jeweils die aktuellen Pelletgrößen, die verfüttert werden, für das reale Sedimentationsverhalten die gewichteten Verteilungen verwendet werden müssen.

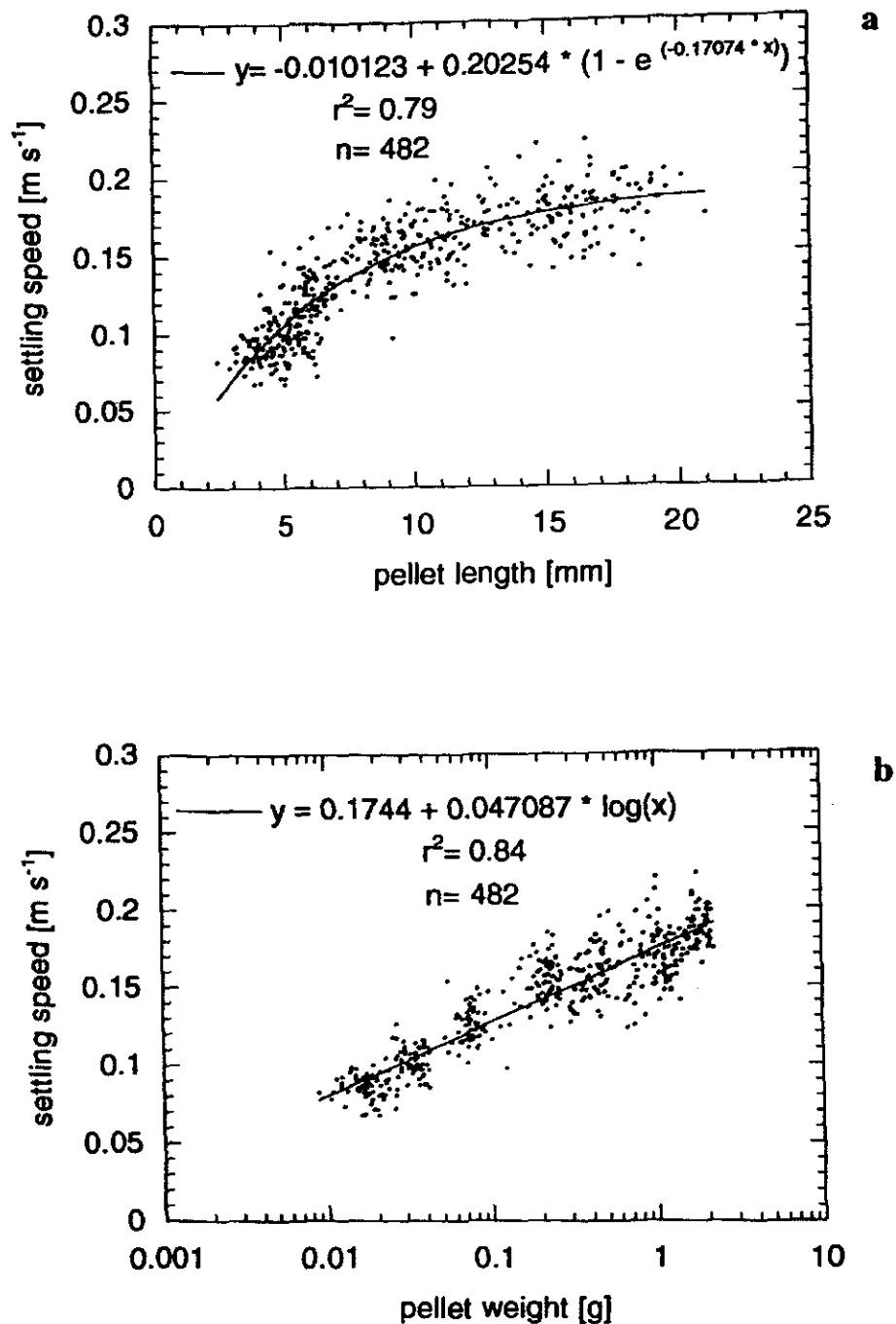


Abb. 49: Beziehung zwischen Sinkgeschwindigkeit und Größe (Länge (a), Gewicht (b)) trockener Futterpellets unmittelbar nach dem Einbringen in Seeswasser (Salzgehalt 20,828 g/l, Temperatur 12 °C). n = Anzahl der Beobachtungen. (a) = Exponentialanpassung, (b) = logarithmische Anpassung.

4.2.3 Verluste durch Abrieb von Futterpellets

Die Ergebnisse der Untersuchungen für den Zeitraum 09.01.1992 bis 29.04.1992 werden in der Tabelle 6 (s.S. 120) zusammengefaßt. In diesem Zeitraum wurden 3.85 Tonnen Futter gesiebt. Es ergab sich folgendes Gesamtergebnis:

Bruchstücke	= 1.2 %
<u>Staub</u>	<u>= 0.8 %</u>
Σ	= 2.0 %

Von den angenommenen 5 % Futtermittelverlust gehen schon allein 2 % als Bruchstücke und Staub in die Umwelt verloren. Das entspricht 40 % vom fünfprozentigen Futtermittelverlust.

Tab. 6: Ergebnisse der Bestimmung des Staub- und Bruchstückanteils in Futtersäcken aus unterschiedlichen Lieferungen des Herstellers. Angaben in Prozent bezogen auf das Siebergebnis von jeweils zwei Futtersäcken.

	Pelletgrößen [mm] Ø											
	5			6			8			10		
Datum	Bruchstücke %	Staub %	Gesamt %	Bruchstücke %	Staub %	Gesamt %	Bruchstücke %	Staub %	Gesamt %	Bruchstücke %	Staub %	Gesamt %
09.01.1992							1	1.2	2.2	1.8	0.8	2.6
23.01.1992	1.5	0.6	2.1				1.8	1	2.8	0.8	0.4	1.2
30.01.1992				4.6	3	7.6	1.89	1.45	3.34	1.8	1.28	3.08
06.02.1992				3.6	1.3	4.9	0.88	0.44	1.32	1.8	1.28	3.08
13.02.1992				1.12	0.65	1.77	1.35	0.65	2	2.6	1.43	4.03
20.02.1992				2.74	1.25	3.99	1.75	0.57	2.32	1.9	0.8	2.7
27.02.1992				0.75	0.55	1.3	1.11	0.84	1.95	2	1.57	3.57
06.03.1992				1.52	0.52	2.04	1.33	0.77	2.1	1.73	1.63	3.36
12.03.1992				0.96	0.49	1.45	1.82	0.99	2.81	2.14	2.2	4.34
19.03.1992				0.44	0.36	0.8	1.1	0.85	1.95	2.06	1.7	3.76
25.03.1992				0.7	0.6	1.3	1.36	0.88	2.24	1.64	1.52	3.16
27.03.1992				0.96	0.48	1.44	0.84	0.8	1.64	1.6	1.44	3.04
28.03.1992				0.48	0.38	0.86	1.32	0.66	1.98	1.44	0.88	2.32
30.03.1992	0.66	0.42	1.08	0.36	0.24	0.6						
01.04.1992	0.96	0.8	1.76	1.08	0.48	1.56	1.56	1.04	2.6	2.72	1.36	4.08
03.04.1992				0.52	0.46	0.98	1.07	0.69	1.76	1.54	1.38	2.92
04.04.1992							0.84	0.72	1.56			
06.04.1992				0.58	0.44	1.02						
09.04.1992				0.88	0.64	1.52	1.6	0.88	2.48	1.28	1.44	2.72
10.04.1992	0.72	0.42	1.14	1.52	0.36	1.88	1.12	0.68	1.8	1.48	1.36	2.84
13.04.1992	0.64	0.24	0.88	0.52	0.48	1	1.08	0.88	1.96	1.56	1.4	2.96
14.04.1992	0.48	0.36	0.84	0.86	0.34	1.2						
15.04.1992				0.74	0.6	1.34						
21.04.1992				0.48	0.24	0.72	1.12	1.02	2.14	2.1	0.9	3
24.04.1992	0.4	0.24	0.64	0.36	0.24	0.6	0.48	0.32	0.8	0.8	0.4	1.2
25.04.1992				0.4	0.2	0.6	1.08	0.48	1.56	1.2	0.64	1.84
27.04.1992							0.84	0.38	1.22			
28.04.1992										1.28	0.48	1.76
29.04.1992							0.48	0.4	0.88	0.8	0.48	1.28
Mittelwert	0.766	0.440	1.206	1.138	0.622	1.760	1.201	0.775	1.975	1.655	1.164	2.819

4.2.4 Stabilität des Futters im Wasser

Die Zustandsveränderungen des Futters wurden nach Kontakt mit dem Wasser über einen Zeitraum von etwa fünf Stunden verfolgt. Dieser Versuch hat gezeigt, daß Pellets, die 15 Minuten bei einer Temperatur von 12 °C und einem Salzgehalt von 32 im Wasser lagen, leicht aufgequollen waren und dabei eine pelzige, rauhe Oberfläche angenommen hatten. Erst nach einer Stunde fielen alle Pellets leicht auseinander, wobei dies etwa 25 % der Pelletmasse ausmachte. Nach 3.5 bis 4 Stunden waren die Pellets völlig zerfallen. Alle untersuchten Pelletgrößen (3.5, 6 und 10 mm Ø) verhielten sich dabei ähnlich.

Diese Beobachtungen sind für die Frage bedeutsam, ob Pellets in intaktem Zustand den Meeresboden erreichen. Aus den ermittelten Sinkgeschwindigkeiten und den mittleren Wassertiefen an den Anlagen-Standorten läßt sich abschätzen, daß die Pellets je nach Größe etwa zwei bis fünf Minuten brauchten, um den Meeresboden zu erreichen. Aus den beobachteten Zerfallzeiten geht hervor, daß die Pellets auf jeden Fall unzerbrochen am Meeresboden ankommen. Wenn sie am Boden liegen bleiben, können sie von freilebenden Bodenfischen, Krabben oder anderen Benthosorganismen aufgenommen werden. In der Regel nehmen jedoch pelagische Fische schon vorher das Verlustfutter zumindest teilweise auf.

4.3 Vergleichende Betrachtung zum Fischwachstum, zum Biomassezuwachs und zur Nahrungskonversion in den untersuchten Anlagen

4.3.1 Verlauf der anlagenspezifischen Wachstumsdaten

Tabelle 7 zeigt ein Beispiel für die aufgezeichneten Informationen für Käfig 1 der Anlage Terao. Es sind noch weitere 67 solche Tabellen (für jeden Käfig und für beide Anlagen) vorhanden, auf deren Darstellung aber in dieser Arbeit verzichtet wird. Dieses Beispiel soll die Genauigkeit bei der Aufzeichnung der Daten in den Anlagen schildern.

Nur selten sind Wachstumsdaten für den Atlantischen Lachs in der Netzkäfigkultur für die Größenklassen über etwa 0.5-0.8 kg Stückgewicht durch empirisch gewonnene Daten und Verfolgung einzelner Kohorten belegt worden. Die Mehrzahl der meist von der Futtermittelindustrie empfohlenen Software-Programme sind für das Anlagenmanagement ausgelegt und nutzen für die Berechnung der täglich zu bemessenden Futterdosis Wachstumsdaten, die überwiegend von Extrapolationen der bekannten Wachstumsgleichungen herrühren, die an kleineren Fischen für verschiedene Temperaturbereiche entwickelt wurden. Gelegentlich gibt es auch firmeninterne "Mischdaten", die aus dem Praxisbetrieb nur uneinheitliche, nach mehrmaliger Sortierung zusammengelegte und somit unterschiedlich gewachsene Bestände als Basisdaten für die Berechnung des Wachstums einbringen. In der vorliegenden Untersuchung war es jedoch möglich, das Wachstum einzelner Kohorten in den Käfigen ohne Zwischensortierung über mehrere Monate direkt zu verfolgen.

Tab. 7 Anlage Terao: Netzkäfig 1 als Beispiel für die monatliche Datenaufnahme an den Fischen der einzelnen Netzkäfige. SGR = Specific growth rate; BW = Body weight; FCR = Food conversion ratio.

Phase	Datum Probenahme	Gewicht [g]	Total Länge [cm]	Datum justiertes Gewicht	Gewicht Monatsanfang justiert [g]	Gewicht Monatsende justiert [g]	stock Monatsanfang [Nr]	stock Monatsende [Nr]	Biomasse Monatsende [kg]	Besatzdichte Monatsende [kg/m ³]	Verwendete Futtermenge [kg]	Konditions- faktor K	SGR %	BW %	FCR	Sterb- lichkeit [Nr]	Proben- nahmen [Nr]	Zählungen [Nr]	Fischverlust	
																			in Käfig	von Käfig
Mix	29.01.1991	208	25.2	31.01.1991	93	218	8462	8437	1819	1.75	659	1.28	2.58	2.19	0.83	25				
Mix	27.02.1991	318	31.0	28.02.1991	218	323	8437	8365	2711	2.81	1324	1.07	1.53	2.09	1.48	52				
Mix	26.03.1991	531	35.1	31.03.1991	323	584	8385	8275	4569	4.39	1965	1.23	1.92	1.93	1.05	110		207		
Mix	19.04.1991	760	39.5	30.04.1991	584	878	8275	8268	7480	7.19	3075	1.22	1.44	1.46	1.06	7				
Mix	18.05.1991	1078	43.3	31.05.1991	878	1320	8268	8265	10775	10.36	2490	1.33	1.36	0.97	0.76	3				
Mix	28.06.1991	1329	47.8	30.06.1991	1320	1356	8265	8265	11036	10.81	2127	1.22	0.61	0.70	8.14	0				
Mix	27.07.1991	1385	50.2	31.07.1991	1356	1419	8265	8000	11078	10.65	2087	1.09		0.54		1			K3 u. K51	
Mix	27.08.1991	1574	62.2	31.08.1991	1419	1600	8000	8000	12698	12.21	1360	1.11	0.41	0.41	0.84	0				
Mix	25.09.1991	1885	65.3	30.09.1991	1600	1944	8000	7999	15189	14.59	1793	1.11	0.62	0.46	0.72	1				
Mix	24.10.1991	2100	68.2	31.10.1991	1944	2156	7999	7998	17243	16.58	2625	1.07	0.37	0.46	1.27	1				
Mix	27.11.1991	2330	60.1	28.11.1991	2156	2338	7998	7997	18893	17.97	2000	1.07	0.31	0.40	1.38	1				
Mix	20.12.1991	2498	60.0	31.12.1991	2338	2582	7997	7997	20848	19.85	2624	1.18	0.30	0.39	1.29	0				
Mix	22.01.1992	2871	68.2	30.01.1992	2582	2969	7997	7995	23740	22.83	3363	0.99	0.42	0.51	1.09	1	1			
Mix	24.02.1992	2588	65.0	27.02.1992	2969	2623	7995	6586	17043	18.39	3025	0.94		0.53		0			K52 u. K51	Käfig 3
Mix	24.03.1992	2780	66.5	26.03.1992	2623	2794	6586	6586	18397	17.69	3076	0.95	0.25	0.62	2.27	1				
Mix	30.04.1992	3196	67.0	30.04.1992	2794	3196	6585	6584	21042	20.23	3875	1.08	0.38	0.66	1.46	1				

In Abbildung 50 sind die ermittelten Wachstumsdaten für den Zeitraum Januar 1991 bis April 1992 zusammengefaßt. Neben den monatlichen Zählungen der Fische in einzelnen Käfigen beider Anlagen wurden vor allem die Sterblichkeit und das Wachstum für die Monate des o.g. Zeitraums ermittelt sowie die jeweils monatlich zugemessene Futtermenge in Prozent des mittleren Körpergewichts (BW %; Basis: Trockengewicht Futter zu Naßgewicht Fisch), die Nahrungskonversion (Futterquotient definiert als $FCR = \text{"food conversion ratio"}$) und die spezifische Wachstumsrate ($SGR \% = \text{"specific growth rate"}$) dargestellt.

Abb. 50 (a) und 50 (b) zeigen die arbeitstechnischen Schwierigkeiten in Großanlagen auf, die bestehen, wenn eine genaue Kontrolle über den tatsächlichen Fischbestand erhalten werden soll. Dies hängt vor allem damit zusammen, daß sich viele tausend Fische in jeweils einem Käfig befinden und eine hohe Zählgenauigkeit im Praxisbetrieb nicht zu erreichen ist, wenn der Handhabungsstreß auf ein Minimum reduziert werden muß. Danach weichen die monatlichen Zählungen von den erwarteten Stückzahlen (bezogen auf die Anfangszählung und nach Abzug der jeweils monatlich beobachteten Sterblichkeiten) nur geringfügig voneinander ab. Allerdings haben Fehlzählungen, die am Anfang der Beobachtungsperiode auftraten, einen deutlichen Einfluß auf den kumulativen Fehler, der sich nur allmählich über die Monate ausgleicht, wenn insgesamt die Zählgenauigkeit gegenüber dem Anfangs-N zunimmt. Die Zählungen zu Beginn der Beobachtungsreihe zeigen, daß die Bestandsgröße der Anlage Terao anfangs leicht unterschätzt wurde, was dazu führte, daß die kumulative Kurve zunächst negativ verläuft und gegen Ende der Beobachtungsperiode den Bestand um etwa 1 % überschätzt.

Während sich die relativ geringe Sterblichkeit in der Anlage Lincay (Abb. 50 (c)) über viele Monate meßbar fortsetzte, war diese in der Anlage Terao (Abb. 50 (d)) nur auf die ersten vier Monate beschränkt. Nach dieser Anfangssterblichkeit können die geringen Verluste vernachlässigt werden. Insgesamt lag die Sterblichkeit in der stärker strömungsexponierten Anlage Lincay höher als in der in ruhigerem Wasser befindlichen Anlage Terao. Diese Unterschiede sind jedoch nicht strömungsbedingt. Auffällig ist nämlich, daß die Daten der Anlage Lincay zwei Phasen erhöhter Sterblichkeit zeigen. Neben der Anfangssterblichkeit, die kumulativ in beiden Anlagen vergleichbar ist, tritt eine zweite Periode erhöhter Sterblichkeit auf. Diese ist im Zusammenhang mit den standortbedingt erhöhten Angriffen von Seelöwen auf die Käfige zu bewerten, die insbesondere durch das hier kanalartige Fjordsystem ziehen. Damit ist die Gesamtsterblichkeit in dieser Anlage trotz des ähnlichen Verlaufs der Anfangssterblichkeit um etwa 3 % höher als in der Anlage Terao.

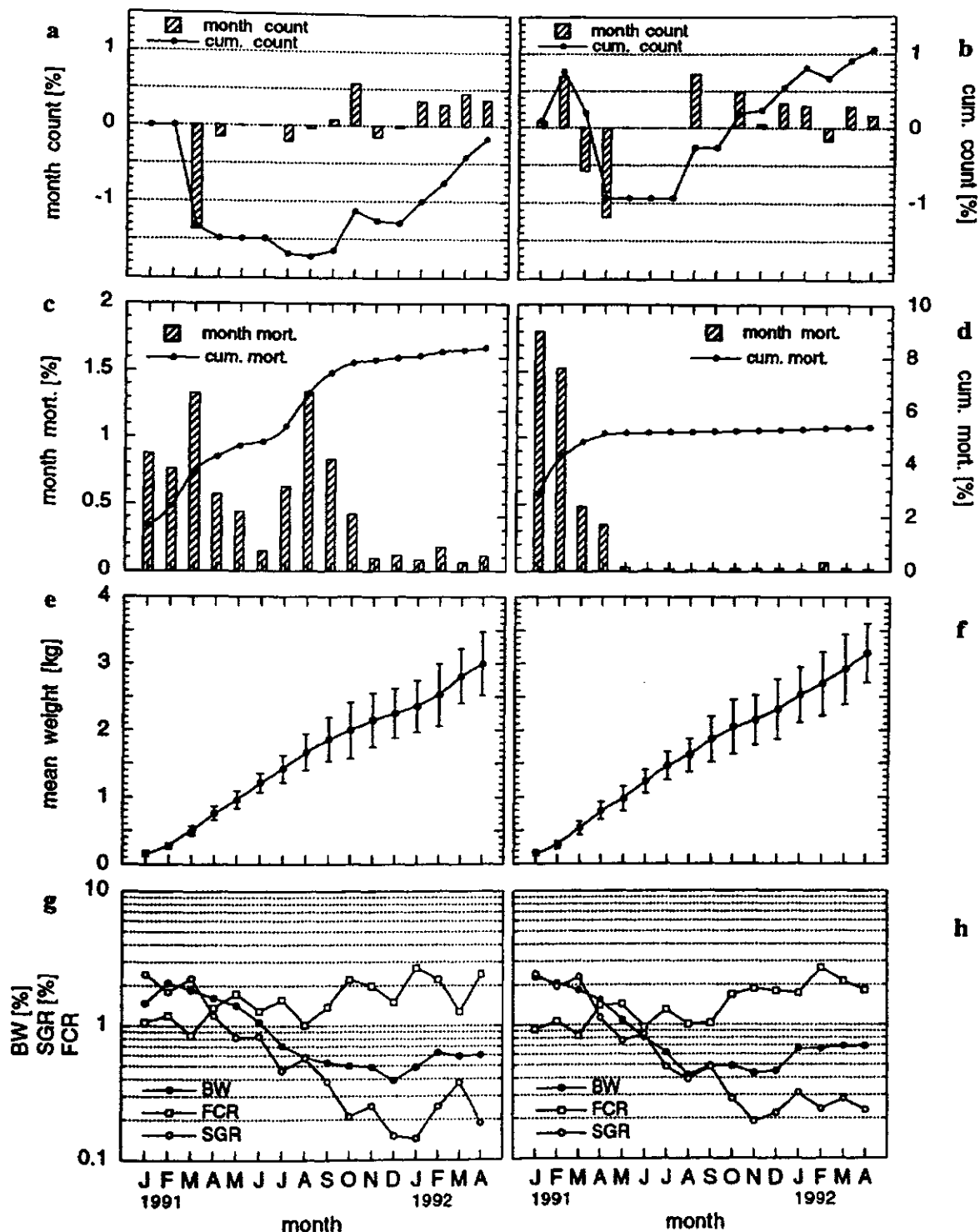


Abb. 50: Vergleich der Fischbestandszählungen, Sterblichkeit, Wachstum, BW, SGR und FCR in den Anlagen Lincay und Terao. Darstellung der monatlichen und kumulativen Abweichungen vom Ausgangsbestand für die Anlage Lincay (a) und Terao (b). Darstellung der monatlichen und kumulativen Sterblichkeitsrate der Anlage Lincay (c) und Terao (d). Entwicklung der mittleren Gewichte und Standardabweichungen auf der Basis monatlicher Wägungen. Die dargestellten Monatswerte setzen sich aus 36 Mittelwerten der Käfige der Anlage Lincay (e) und aus 32 Mittelwerten der Käfige der Anlage Terao (f) zusammen. Bei den Darstellungen liegt eine monatliche Grundgesamtheit von 3000 Fischen zugrunde. Vergleich der relativen Futtermenge (BW), der relativen mittleren spezifischen Wachstumsrate (SGR) und des Futterquotienten (FCR) für die Anlage Lincay (g) und Terao (h). Die Ordinate ist logarithmisch skaliert.

Abbildungen 50 (e) und 50 (f) zeigen die monatlich errechneten mittleren Stückgewichte beider Anlagen, die sich jeweils aus den für jeden Käfig errechneten Mittelwerten ergeben. Die eingetragenen Standardabweichungen basieren daher auf Käfigmittelwerten als Eingangsdaten. In jedem Monat werden pro Anlage insgesamt etwa 3 000 Fische beprobt. Aus dem Kurvenverlauf geht hervor, daß die Fische in beiden Anlagen vergleichbar gewachsen sind und die Streuung der Mittelwerte auch für beide Anlagen ein in etwa vergleichbares Auseinanderwachsen in den höheren Größenklassen belegt. Somit scheinen für die Produktionsleistung der Anlagen in bezug auf die Zuwachsleistung der Fische keine großen standortspezifischen Unterschiede zu bestehen. Dies sagt jedoch noch nichts darüber aus, ob einzelne Flotillen oder gar einzelne Käfige in Abhängigkeit von ihrer Position innerhalb der Flotillen (z.B. exponiert, geschützt) andere Wachstumsleistungen ergeben, die sich bei der Betrachtung der Gesamtanlagen untereinander ausgleichen. Dies soll im nächsten Kapitel näher untersucht werden.

Auch die anlagenspezifischen Wachstumsparameter wie Futteraufnahme, Nahrungskonversion und spezifische Wachstumsrate lassen keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Anlagen erkennen. Am Standort Lincay lag die mittlere tägliche Futteraufnahme (BW) bei $0.94 \% \pm 0.56$ des Körpergewichts (Min. = 0.39% , Max. 2.1%). Die entsprechenden Werte für die Anlage Terao sind durchaus mit denen von Lincay vergleichbar (Mittel = $0.95 \% \pm 0.61$, Min. = 0.42% , Max. 2.27%). Die Minima und Maxima reflektieren die jahreszeitlichen Extrema (geringe Fütterungsmengen im Winter) sowie die unterschiedlichen Fischgrößen wider. Auch für die mittlere spezifische Wachstumsrate läßt sich trotz des geringfügig unterschiedlichen Kurvenverlaufs dieses Index in beiden Anlagen (Abb. 50 (g), (h)) kein nennenswerter Unterschied feststellen (Mittelwert Lincay = $0.77 \% \pm 0.75$, Min. = 0.15% , Max. 2.41% ; Mittelwert Terao = $0.78 \% \pm 0.76$ (Min. = 0.18% , Max. = 2.24%). Allerdings sind die Streuungen der Mittelwerte erheblich. Lediglich beim Futterquotienten scheint es wirtschaftlich bedeutsame Abweichungen zwischen den Anlagen zu geben. Während die Anlage Lincay im Mittel einen Futterquotienten von 1.60 ± 0.52 (Min. = 0.85 , Max. = 2.53) aufweist, lag dieser bei der Anlage Terao bei 1.49 ± 0.52 (Min. = 0.83 , Max. = 2.67).

Geht man bei beiden Anlagen von einer Jahresproduktion von etwa 600 Tonnen Frischgewicht aus, so bedeutet dies einen Unterschied in der eingesetzten Futtermittelmenge von etwa 66 Tonnen bei gleichem Biomasseertrag.

Der Konditionsfaktor K nahm in beiden Anlagen Werte zwischen 1 und 1.3 an. Dies entspricht einem guten Ernährungszustand.

4.3.2 Vergleich der Wachstumsleistung einzelner Kohorten in bezug auf Anlagenstandort und Käfigposition

Die Tabellen 8 (Anlage Lincay) und 9 (Anlage Terao) stellen getrennt für jeden Käfig und über einen Zeitraum von Januar 1991 bis April 1992 eine Zusammenfassung der Probennahmen (Gewichtbestimmung und Totallängenmessung), Rassen und Fischumsatz im Käfig dar. Bei der Anlage Terao werden außerdem die Käfige und Monate mit vorhandenen Einzelgewichten und Totallängen mit einem "X" gekennzeichnet. Bei der Anlage Lincay verfügt man nur über die Mittelwerte der Probennahmen. In diesen Tabellen wird die Komplexität des Managements innerhalb einer Anlage ersichtlich. Außerdem werden die Kohorten einzelner Käfige gut illustriert. Dieses Datenmaterial ist erstmals von einer kommerziellen Anlage für eine wissenschaftliche Untersuchung freigegeben worden.

Beispiele einiger Wachstumskurven (Kohorten) sind in Abb. 51 (s.S. 130) graphisch dargestellt. Hierfür wurde bewußt die Anlage Terao genommen, da die Einzelgewichte einiger Probennahmen vorhanden waren und somit die Fehlerbalken (Standardabweichung) eingezeichnet werden konnten. Abb. 51 (a) und (b) veranschaulichen das mittlere Monatsgewicht der Fische vom Februar bis September 1991. Bei (a) handelt es sich um den Käfig Nummer 18 (Eckkäfig) und bei (b) um den Käfig Nummer 24 (mittlerer Käfig). In beiden Käfigen befanden sich Tiere der Rasse Pool2W. Die Gewichtszunahme (Wachstum) kann speziell für diesen Zeitraum als linear betrachtet werden. Die Fische im Eckkäfig (a) zeigen ein besseres Wachstum. Die Abb. 51 (c) und (d) zeigen die mittlere Totallänge derselben Fische und für den gleichen Zeitraum. Bei diesen Graphiken flacht die Kurve mit der Zeit ab. Abb. 51 (e) und (f) zeigen die Wachstumskurven von Käfig 31 über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr. Hier ist besonders darauf zu achten, daß bei (e) in den Monaten Januar und Februar 1991 das Wachstum noch etwas verlangsamt war. Bei (f) wird nochmals das Abflachen der Kurve deutlich. Bei allen Kurven steigt der Variationskoeffizient mit der Zeit. Weitere Wachstumskurven (Gewicht und Länge) sind dem Anhang zu entnehmen.

Tab. 8: Zusammenfassung der gesamten Wachstumsuntersuchungen (Gewicht und Totallänge) in allen Käfigen der Anlage Lincay über den gesamten Untersuchungszeitraum. Es wurden drei Rassen untersucht (s. Legende unten). Der markierte Rahmen entspricht dem mit ANCOVA analysierten Zeitraum (Verfolgung einzelner Kohorten).

Käfig	J'91	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J'92	F	M
1															
2															
3															
4															
5															
6															
7															
8															
9	*	*	*	*	*	o,*	s	*	o,l,*	*	*	s	s	*	o,*
10	*	*	*	*	*	o,*	*	*	*	o,*	l,*	s	*	*	o,*
11	Kohort 1										o,l,*	s	*	*	o,*
12	Kohort 1										o,l,*	s	*	*	o,*
13	Kohort 1					l,*	*	*	o,l,*	*	*	o,s	s	*	o,*
14	Kohort 1										o,l,*	s	*	*	o,*
15	Kohort 1					l,*	*	*	*	o,l,*	*	s	*	*	o,*
16	*	*	*	*	*	*	*	*	o,l,*	*	*	s	s	*	o,*
17	Kohort 1											l,*	s	*	o,*
18												o,l,*	s	*	o,*
19	*	*	*	*	*	o,*	*	*	*	o,l,*	s	s	s	o,*	*
20	*	*	*	*	*	o,*	*	*	*	o,*	l,s	s	*	o,*	*
21	*	*	*	*	*	o,*	*	*	o,*	l,*	*	o,*	*	o,*	*
22	*	*	*	*	*	o,*	*	*	*	o,*	*	s	s	*	o,*
23	*	*	*	*	*	o,*	*	*	*	o,l,*	*	o,*	*	*	*
24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	o,*	*	s	s	*	o,*
25	Kohort 1					l,*	o,l,*	*	*	s	o,*	s	o,s	*	*
26	Kohort 1						l,*	*	*	*	o,*	s	s	*	*
27	*	*	*	*	*	o,*	o,l,*	*	*	l,*	*	*	s	o,*	o,*
28	*	*	*	*	*	o,*	o,l,*	*	*	s	*	s	o,*	*	o,l,*
29	*	*	*	*	*	o,*	o,l,*	*	*	*	*	*	*	o,*	o,l,*
30	*	*	*	*	*	*	o,l,*	*	*	*	*	s	o,s	*	o,l,*
31	Kohort 1											s	o,s	*	o,l,*
32	Kohort 1							o,l,*	*	*	*	o,s	s	o,*	l,*
33	Kohort 1							*	*	*	*	s	o,*	o,*	o,l,*
34	*	*	*	*	*	o,*	o,*	*	*	*	Kohort 2				
35	*	*	*	*	*	*	o,l,*	*	*	*	*	s	*	o,*	o,l,*
36	*	*	*	*	*	o,*	o,l,*	*	*	l,*	s	o,s	o,*	*	

* : Gewicht und Länge
o : Nur Gewicht

* : Es wurden Proben genommen
s : Es wurden KEINE Proben genommen
o : Lachse entnommen (in einen anderen Käfig eingesetzt)
l : Lachse eingesetzt (aus einem anderen Käfig entnommen)

Rassen:

 Mix

 Pool2W




 Hb3W

Tab. 9: Zusammenfassung der gesamten Wachstumsuntersuchungen (Gewicht und Totallänge) in allen Käfigen der Anlage Terao über den gesamten Untersuchungszeitraum. Es wurden drei Rassen untersucht (s. Legende unten). Einzeldaten sind durch ein X gekennzeichnet. Der markierte Rahmen entspricht dem mit ANCOVA analysierten Zeitraum (Verfolgung einzelner Kohorten).

Käfig	J'91	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J'92	F	M	A
1	•	X	•	X	•	X	o, l, *	•	X	X	X	•	•	X o, l	•	X
2	•	X	•	X	•	X	o, l, *	l, *	X	X	X	•	•	X o	•	X
3	•	X	•	X	•	X	o, l, *	•	X	X	X	•	s	X o, l	•	X
4	•	X	•	X	•	X	o, l, *	o, l, *	X	X	o, l, *	o, l, s	•	X o, l	X	o, l, *
5	•	X	•	X	•	X	•	o, l, *	X	X	X	•	•	X o, l	•	X
6	•	X	•	X	•	X	o, l, *	•	X	X	X	•	o, s	X o, l	•	o, *
7	•	X	•	X	•	X	•	o, l, *	X	X	X	•	o, l, *	X	•	X
8	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	•	•	l, *	o, l, *
9	•	X	•	X	•	X	•	o, l, *	X	X	X	•	•	X	•	X o
10	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	•	X o, l	X	X
11	•	X	•	X	•	X	•	•	X o, l	X	X	o, s	•	•	•	o, l, *
12	•	X	•	X	•	X	•	o, l, *	X	X	X o, l	•	s	o, l, *	•	o, l, *
13	•	X	•	X	•	X	•	•	•	X	X	•	•	o, l, *	•	•
14	•	X	•	X	•	X	•	•	•	X	X	•	•	X	X	X o
15	•	X	•	X	•	X	•	•	•	X	X	•	•	X o, l	X	X
16	•	X	•	X	•	X	•	•	•	X	X	o, l, *	o, l, *	•	X	X o, l, *
17	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	o, *	X	o, l, *	o, l, *
18	•	X	•	X	•	X	•	•	X	o, l, *	•	o, l, *	o, l, s	X	X o	o, l, *
19	•	X	•	X	•	X	•	•	X	o, l, *	•	o, *	s	X	l, *	o, l, *
20	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	o, l, *	X	X	o, l, *
21	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	•	X	X	o, l, *
22	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	o, l, s	•	o, l, *	o, l, *
23	•	X	•	X	•	X	•	•	X	o, l, *	•	o, l, *	s	X	•	X o
24	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	s	X	X	o, *
25	•	X	•	X	•	X	•	•	X	o, l, *	•	o, l, *	s	X	•	X
26	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	o, *	X	o, l, *	•
27	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	o, l, *	•	•	o, *	o, l, *
28	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X o, l	X	•	•	o, l, *	o, l, *	X
29	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	•	X	o, l, *	X
30	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	•	X	o, l, *	X
31	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	s	X	o, l, *	X o
32	•	X	•	X	•	X	•	•	X	X	X	•	s	X	o, l, *	X

- : Gewicht und Länge
- o : Nur Gewicht
- X : Einzeldaten der Proben vorhanden

- : Es wurden Proben genommen
- s : Es wurden KEINE Proben genommen
- o : Lachse entnommen (in einen anderen Käfig eingesetzt)
- l : Lachse eingesetzt (aus einem anderen Käfig entnommen)

Rassen:		
 Mix	 Pool2W	 Hb3W

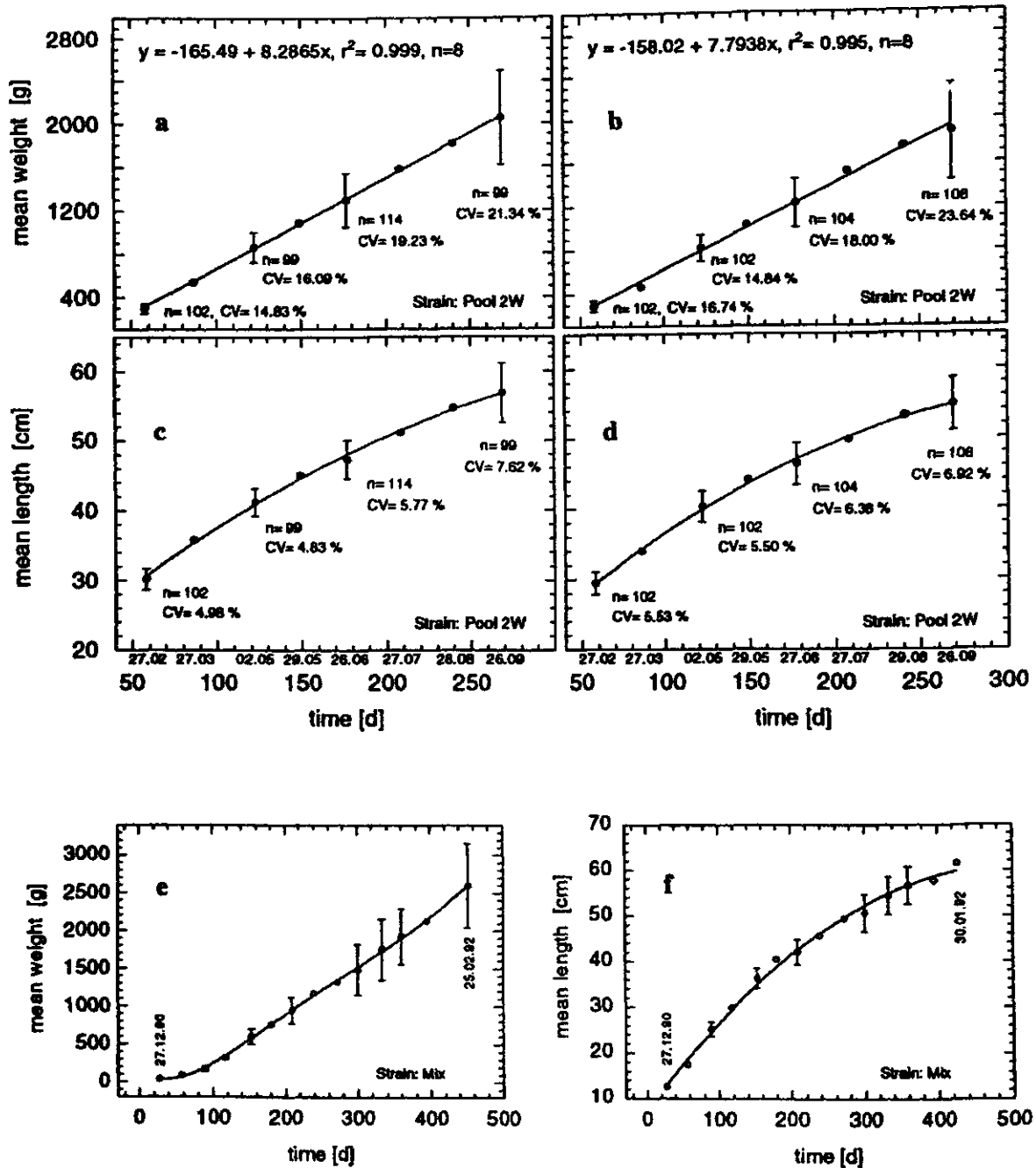


Abb. 51: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao anhand monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte/Längen. Käfig 18 ((a) = Gewicht und (c) = Länge); Käfig 24 ((b) = Gewicht und (d) = Länge) und Käfig 31 ((e) = Gewicht und (f) = Länge). An der X-Achse der Graphiken a-d sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) nur wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

Die ANOVA ergab einen signifikanten Unterschied ($p = 0.0001$) zwischen den Anfangsgewichten der Fische in den verschiedenen Käfigen. Aufgrund dieser Unterschiede konnte keine ANOVA auf das Endgewicht angewendet werden. Für die weiteren Analysen wurde daher eine ANCOVA mit den Mittelwerten des Gewichtes von jedem Käfig durchgeführt. Als Kovariable der ANCOVA wurde das Anfangsgewicht der Fische verwendet. Die Ergebnisse der Kovarianzanalysen werden in der Tabelle 10 (s.S. 132) zusammenfassend dargestellt:

- Rassen (Hb3W, Pool2W und Mix); (Tab. 10):

Alle Kovarianzanalysen der Wachstumsleistung der Rassen, ergaben einen signifikanten Unterschied. Bei den aufgeführten Analysen hat der Tukey-Kramer--Ryan's-Q-Test folgendes Ergebnis geliefert: Die Rassen Pool2W und Mix sind nicht signifikant unterschiedlich, weisen jedoch gegenüber Hb3W eine signifikant bessere Wachstumsleistung auf;

- Position (Eckkäfige und mittlere Käfige); (Tab. 10):

Es konnten keine signifikanten Unterschiede in der Wachstumsleistung der Fische zwischen den verschiedenen Positionen (Eckkäfige und mittlere Käfige) festgestellt werden. Dieses Ergebnis schließt jedoch nicht aus, daß die Wachstumsleistungen unter anderen Bedingungen oder über längere Zeiträume signifikante Unterschiede aufweisen können;

- Teilanlagen (innerhalb der Anlage Lincay und der Anlage Terao); (Tab. 10):

Die Kovarianzanalyse in der Anlage Lincay ergab eine signifikant unterschiedliche Wachstumsleistung der Fische in den Teilanlagen. Weiterhin konnte mit dem Tukey Kramer-Ryan's-Q-Test festgestellt werden, daß das Wachstum der Fische in den Teilanlagen I und II nicht signifikant unterschiedlich war. Die Fische der Teilanlage III dagegen, zeigten eine bessere Wachstumsleistung und waren somit zu Teilanlagen I und II signifikant unterschiedlich. Dieses Ergebnis wurde in der Anlage Lincay mehrmals beobachtet.

Eine ANCOVA der Wachstumsleistung der Lachse zwischen den Teilanlagen I und II in der Anlage Terao, zeigte keinen signifikanten Unterschied;

- Anlagen Lincay und Terao; (Tab. 10):

Eine ANCOVA der Wachstumsleistung der Fische zwischen beiden Anlagen, ergab keinen signifikanten Unterschied.

Tab. 10: Ergebnisse der ANCOVA-Analysen zur Wachstumsleistung der Lachse in den Anlagen Lincay und Terao. Die signifikanten Unterschiede sind in den grauen Feldern hervorgehoben. Es werden die Ergebnisse zur Rasse, Käfigposition, Teilanlage und Anlage gezeigt.

Faktor	Versuchsansätze (treatments)	Replikate je Versuchsansatz	Anlage und Wachstumszeitraum 1991	p	Signifikanz
Rasse	Hb3W Pool2W Mix	5	Lincay Februar - Mai	0.040	
		5	Lincay Februar - Juni	0.0067	
		5	Terao Februar - Juni	0.0057	
		5	Terao Februar - September	0.0029	
		10 (5 je Anlage)	Lincay und Terao Februar - Mai	0.0059	
Position	Eckkäfige mittlere Käfige	7	Lincay Februar - Mai	0.31	-
		8	Terao Februar - Juni	0.30	-
		5	Terao Februar - September	0.44	-
Teilanlagen	I II III	3	Lincay Februar - Juni	0.0033	
	I II	7	Terao Februar - Juni	0.12	-
Anlagen	Lincay u. Terao	30	Februar - Mai	0.40	-

4.4 Magenuntersuchungen an freilebenden Fischen im Umfeld der Käfige (Abschätzung der Aufnahme von Futterverlusten)

Von den 20 gefangenen Fischen gehörten 14 Exemplare zur Art *Prolatilus jugularis* (5 Weibchen und 9 Männchen) und 6 Exemplare zur Art *Eleginops maclovinus* (4 Weibchen und 2 Männchen). 90 % der Fische hatten mit Pellets gefüllte Mägen; nur 2 Fischmägen waren mit Crustaceen und Ctenophoren gefüllt. Die Individuen der Art *P. jugularis* hatten eine mittlere Länge von 28.3 ± 5.31 cm, mit einem Minimum von 20 cm und Maximum von 40 cm. Die Individuen der Art *E. maclovinus* hatten eine mittlere Länge von 30.5 ± 2.35 cm, mit einem Minimum bei 28 und einem Maximum bei 35 cm. Aus logistischen Gründen konnten die Fische auf der schwankenden Anlage mit dem verfügbaren Gerät nicht gewogen werden. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Fische im Mittel etwa 500 g schwer waren.

Anhand der Videoaufnahmen unter Wasser (siehe Abb. 52 (a) und (b)) und der Beobachtungen vor Ort konnte eine grobe Schätzung der sich dort zumindest während der Tages- und Fütterungszeiten aufhaltenden freilebenden Fische vorgenommen werden. Für die Abschätzung der partizipierenden Fischpopulation würde es ausreichen, die Fischdichte die unterhalb der Käfige im Videobild zu erfassen. Da jedoch auch Fische im Umfeld der Anlage (also auch an den Käfigseiten) beobachtet wurden, wird die Abschätzung bis auf eine Entfernung von etwa 12 m außerhalb der Käfige in bezug auf die Individuenzahlen hochgerechnet. Dies ergibt eine theoretisch partizipierende Fischpopulation von 4 800 Individuen pro Anlage. Danach kann mit etwa 60 Fischen pro Käfigfläche (175 m^2) gerechnet werden. Etwa 90 % der freilebenden Fische nahmen am Wegfraß von Futterresten teil, so daß 4 300 Fische für die Abschätzung relevant sind.

In einer Anlage waren im Mittel (Januar 1991 bis April 1992) $2\,300 \text{ kg d}^{-1}$ verfüttert worden. Rechnet man mit einem Pelletverlust von 5 % so gingen im Mittel 115 kg Futter pro Anlage und Tag in die Umwelt verloren (entsprechend etwa 42 t y^{-1}). Die Magenuntersuchungen an Wildfischen haben gezeigt, daß die Fische etwa 8 bis 9 Pellets gefressen hatten. Da ein Pellet rund 1 g wiegt, haben die Fische also zwischen 8 und 9 g Pellets bei einer Fütterung mitgefressen (etwa 13 t y^{-1}). Geht man davon aus, daß diese Fische etwa 500 g wogen, so würden sie zwischen 1.6 und 1.8 % des Körpergewichts aufgenommen haben. Die Gesamtmenge an aufgenommenen Pellets pro Fütterung entspräche dann bei 4 300 Fischen (90 % der anwesenden freilebenden Fische) 34.4 bis 38.7 kg (etwa 30-34 %) des täglichen Futterverlustes von 115 kg. Geht man davon aus, daß die Aufnahmeintensität bei der zweiten Tagesfütterung ähnlich war, so verdoppelt sich der Wegfraß am Verlustfutter (etwa 60-68 %). Dies erscheint durchaus

realistisch, da die Unterwasseraufnahmen zwar "*faecal pellets*", aber während des Untersuchungszeitraums keinerlei Futterpellets am Meeresboden erfaßten. Es ist also davon auszugehen, daß verlorene Pellets am untersuchten Standort nahezu vollständig aufgenommen wurden. Bei zwei Fischen wurde etwas Sand im Dünndarm gefunden, was vermuten läßt, daß die Fische Pellets oder andere Nahrung vom Meeresboden aufgenommen haben.



Abb. 52: Videostandbild freilebender Fische unter den Anlagen Lincay bzw. Terao. (a) = Bodennahe Seitenansicht im Bereich der Käfiganlage Lincay; (b) = Sicht vom Meeresboden nach oben zur Wasseroberfläche (Lincay). Die Fischgröße beträgt etwa 30 cm.

4.5 Massenbilanzierung zwischen Nährstoffeintrag und Biomasse-Ertrag

In Tabelle 11 ist für beide Anlagen eine Bilanzierung für die Eintragsleistungen an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erstellt worden, die als Monatsdurchschnitt für den Zeitraum Januar 1991 bis April 1992 und für die Beobachtungsperiode Februar 1992 bis April 1992 dargestellt ist. Für die Berechnung des Eintrags von C, N und P im Futter wurden die aktuellen Werte der Futteranalyse des vor Ort verwendeten Futters und die monatlich applizierte Gesamtfuttermenge verwendet. Bei der Berechnung des C-, N- und P-Gehaltes, der durch den Biomassenzuwachs im Endprodukt Fisch zurückgehalten wurde, sind die von PENCZAK et al. (1982) und GOWEN et al. (1988) ermittelten Werte verwendet worden. Bei der Berechnung des Biomassenzuwachses wurde die Sterblichkeit berücksichtigt.

Für den Zeitraum Januar 1991 bis April 1992 wurde eine mittlere Kohlenstoffaufnahme im Fisch (Biomassenzuwachs) von 20.02 % (± 6.46) für die Anlage Lincay und 22.79 % (± 7.14) für die Anlage Terao berechnet. Die mittlere Nahrungskonversion für Lincay betrug 1.60 ± 0.52 und für Terao 1.48 ± 0.51 . Für den Zeitraum Februar 1992 bis April 1992 lagen die Kohlenstoffwerte bei 16.12 % (± 6.17) für Lincay und 15.28 % (± 1.61) für Terao. Die mittlere Nahrungskonversion für diesen Zeitraum kann für Lincay mit 2.0 ± 0.62 und für Terao mit 2.20 ± 0.43 angegeben werden. Da für das Simulationsmodell möglichst mittlere Werte über mehrere Größenklassen benutzt werden, sind die ermittelten Stoffumsätze und Nahrungskonversionen, die über einen ganzen Jahreszyklus integriert sind, repräsentativer. Sie wurden daher für die nachfolgend beschriebene Sedimentationssimulation verwendet.

Tab. 11 Bilanzierung des Kohlenstoffs und des Nährstoffeintrages, -umsatzes und -verlustes über mehr als einen Jahreszyklus (a = Januar 1991 bis April 1992) sowie während des Untersuchungszeitraums vor Ort (b = Februar 1992 bis April 1992; warme Sommerperiode mit höherer Futterrate und Biomasse). t = Angaben in Tonnen; Mittelwerte und Standardabweichungen (basierend auf monatlichen Bestimmungen; n = 16 bzw. 3). C partikulär wurde nach dem Schema in Abb. 14 berechnet.

Eintrag über Futtermittel		im Futter (Trockenmasse)			
		Futterzugabe	C (92.5% , 45%)	N (92.5% , 8.8%)	P (92.5% , 2.1%)
Anlage		t	t	t	t
Lincay	a	72.63 \pm 22.25	30.23 \pm 9.26	5.91 \pm 1.81	1.41 \pm 0.43
	b	95.98 \pm 13.18	39.95 \pm 5.48	7.81 \pm 1.07	1.86 \pm 0.26
Terao	a	70.85 \pm 29.29	29.49 \pm 12.19	5.77 \pm 2.38	1.38 \pm 0.57
	b	112.95 \pm 11.85	47.02 \pm 4.93	9.19 \pm 0.96	2.19 \pm 0.23

Umsatz in das Produkt		im Biomassenzuwachs (Trockenmasse)			
		Biomzu.	C (25% , 47%)	N (25% , 10%)	P (25% , 2%)
Anlage		t	t	t	t
Lincay	a	45.95 \pm 13.85	5.40 \pm 1.63	1.15 \pm 0.35	0.23 \pm 0.07
	b	50.65 \pm 13.83	5.95 \pm 1.62	1.27 \pm 0.35	0.25 \pm 0.07
Terao	a	49.45 \pm 13.66	5.81 \pm 1.61	1.24 \pm 0.34	0.25 \pm 0.07
	b	58.46 \pm 12.26	6.87 \pm 1.44	1.46 \pm 0.31	0.29 \pm 0.06

Verluste in die Umwelt		in die Umwelt (partikulär und gelöst)			
		C partikulär	C	N	P
Anlage		t	t	t	t
Lincay	a	6.69 \pm 3.29	24.83 \pm 8.63	4.76 \pm 1.68	1.18 \pm 0.41
	b	10.03 \pm 3.44	34.00 \pm 6.60	6.55 \pm 1.31	1.61 \pm 0.30
Terao	a	6.87 \pm 4.35	23.68 \pm 11.19	4.53 \pm 2.17	1.13 \pm 0.53
	b	13.35 \pm 0.79	40.15 \pm 3.55	7.73 \pm 0.67	1.90 \pm 0.17

4.6 Modell zur Dispersion der organischen Feststofffracht

In diesem Kapitel wird versucht, aufbauend auf das konventionelle Sedimentationsmodell (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN et al. 1988; GOWEN et al. 1989) ein mehrfach modifiziertes Simulationsmodell (eigene Entwicklung) einzusetzen. Unter Verwendungen der Daten über den Futtermengeneintrag, die Futterverluste, den Stoffumsatz der eingesetzten Fischbiomasse (ausgeschiedene Feststoffe nach Literaturdaten), die ermittelten Sinkgeschwindigkeiten der Pellets, die Strömungsdaten (Geschwindigkeit und Richtung), die Bodentopographie und die abgeschätzte Aufnahme von Futterverlusten durch die Fischfauna, wurde die organischen Bodenbelastung einer Salmoniden-Käfigzucht abgeschätzt. Dabei wurde sowohl die räumliche Ausdehnung der Belastung als auch die je Flächeneinheit auftretende Sedimentationsrate berechnet. Unberücksichtigt blieben die mögliche Resuspension und der Transport sowie die Abbauraten. Hierüber lagen nur unzureichende Daten vor. Ziel dieses Simulationsansatzes war es für die Beurteilung der Umweltbelastung durch die Käfighaltung und für die Festlegung von standortspezifischen Belastungsgrenzen zuverlässige Vorhersagen zu treffen.

Eine vergleichende Darstellung der modellierten Dispersion der organischen Feststofffracht (in $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) wird in den Abb. 53 (s.S. 137) und 54 (s.S. 138) sowohl für das konventionelle Modell als auch für das in dieser Arbeit modifizierte Modell dargestellt. Während ein Modellierungsergebnis für die Anlage Lincay in Abb. 53 dargestellt ist, gibt Abb. 54 das Isoplethendiagramm für die Anlage Terao wieder. Für die Anlage Lincay wurde der Strömungsdatensatz der Verankerung "L2" und für die Anlage Terao derjenige der Verankerung am Standort "T1" verwendet. Bei der Anwendung des konventionellen Modells in der Anlage Lincay erreicht die Sedimentationsrate einen Maximalwert von $11.49 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ direkt unter der Anlage, beim modifizierten Modells liegt dieser Maximalwert mit $14.89 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ wesentlich höher. Unter der Anlage Terao ergaben sich bei Anwendung beider Modelle für die Sedimentationsraten Maximalwerte von 27.70 und $30.46 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Das modifizierte Modell ermittelte auch hier stets höhere Sedimentationsraten unter der Anlage als das konventionelle Modell. Die Konsequenzen dieser Unterschiede für das Umweltmanagement moderner Käfiganlagen werden in der Diskussion angesprochen.

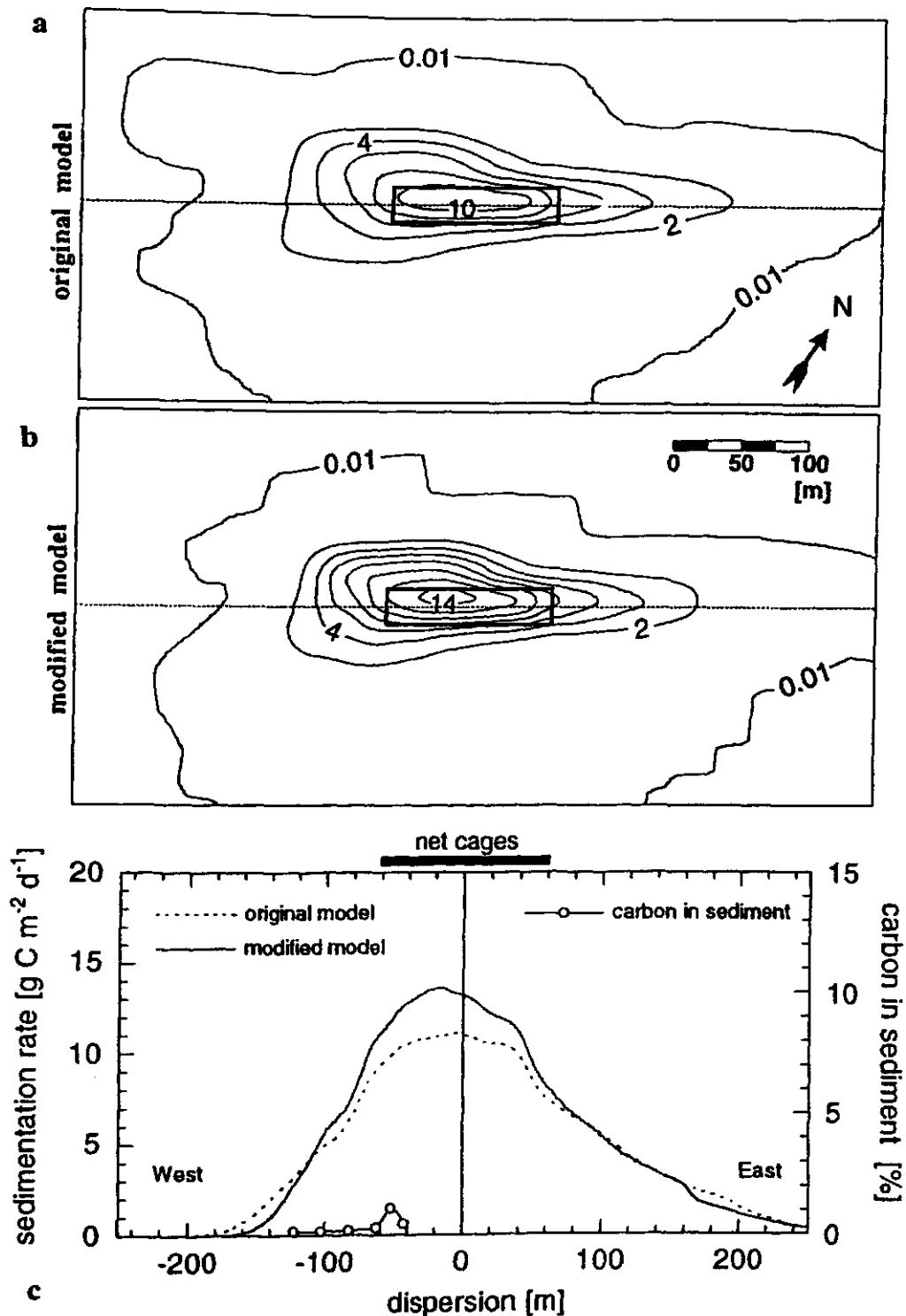


Abb. 53: Standort Lincay: Vergleichende Darstellung der modellierten Sedimentation organischer Feststofffracht ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) anhand zweier Simulationsmodelle im Bereich der Teilanlage II. (a) = konventionelles Modell (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN *et al.* 1988) und (b) = modifiziertes Modell. Dargestellt ist die Position der Anlage (Realtrack) sowie die Konturlinien der Sedimentationsraten, die in regelmäßigen Abständen von $2 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ eingezeichnet sind. (c) = Querschnitt durch (a) und (b) auf gestrichelter Linie. Zusätzlich eingetragen (c) sind Position der Käfige und die Daten des Kohlenstoffgehaltes im obersten Zentimeter des Sediments (offene Kreise), (a), (b) und (c) sind im gleichen Maßstab. Strömungsdaten der Voranklungsposition "T2".

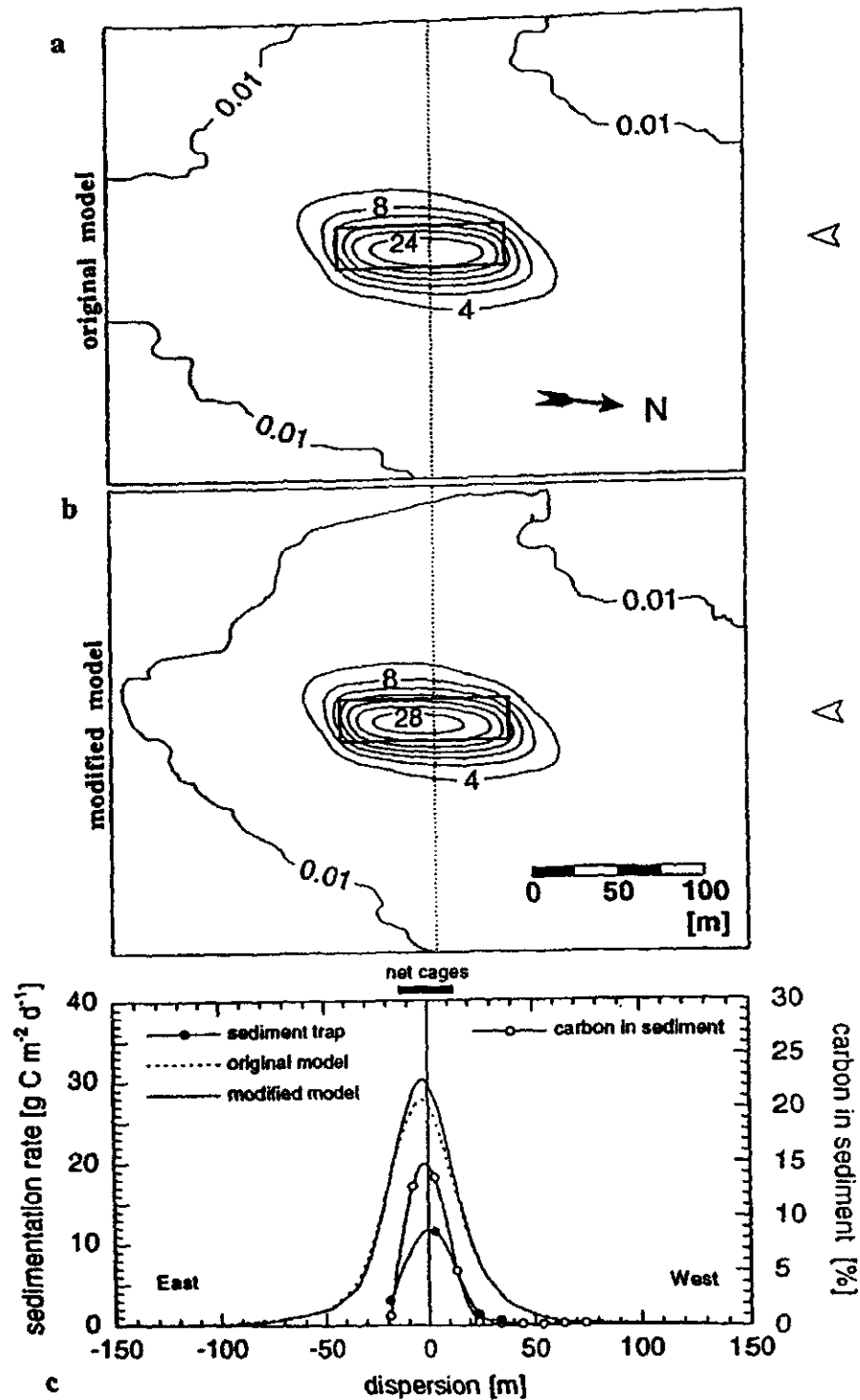


Abb 54: Standort Terao: Vergleichende Darstellung der modellierten Sedimentation organischer Feststofffracht ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) anhand zweier Simulationsmodelle im Bereich der Teilanlage I. (a) = konventionelles Modell (GOWEN & BRADBURY 1987; GOWEN *et al.* 1988) und (b) = modifiziertes Modell. Dargestellt ist die Position der Anlage (Rechteck) sowie die Isolinien der Sedimentationsraten, die in regelmäßigen Abständen von $4 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ eingezeichnet sind. (c) = Querschnitt durch (a) und (b) auf gestrichelter Linie (Blickwinkel von rechts = offenes Pfeilspitzensymbol). Zusätzlich eingetragen (c) sind Position der Käfige und die Daten aus den Sedimentationsfallen (schwarze Punkte) sowie der Kohlenstoffgehalt im obersten Zentimeter des Sediments (offene Kreise). Strömungsdaten der Verankerungsposition "T1".

Auch die im folgenden dargestellten Unterschiede der Ergebnisse der Simulationsmodelle haben Bedeutung für das Anlagenmanagement und sollen deshalb näher erläutert werden. Abb. 53 (c) zeigt in einem Längsschnitt (entsprechend der gestrichelten Linie durch die Längsachse der Käfiganlage Lincay in den Isoplethendiagrammen (a) und (b)) die Simulationsergebnisse für beide Modelle auf gleicher Höhe des Transektes, auf dem für die Sedimentuntersuchungen die Bodenproben entnommen wurden. Auch hier zeigte sich zwischen beiden Modellrechnungen der größte Unterschied der simulierten Sedimentationsraten unmittelbar unterhalb der Anlage. Diese Differenz machte um $2.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ aus, eine Menge, die die Aufnahmekapazität des Standortes erheblich schneller erschöpfen kann (und zu anoxischen Bedingungen führen kann), als nach dem konventionellen Gowen-Modell zunächst vermutet wurde (Unterschiede etwa 18-20 %).

Ein ähnliches Verhalten der Sedimentationsraten ergab sich für die Simulation der Anlage Terao (Abb. 54). Auch hier errechnet das modifizierte Modell höhere Sedimentationsraten direkt unterhalb der Käfiganlage, die mit $2.7 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ähnlich hoch liegen wie bei der Anlage Lincay. Im Verhältnis zur Gesamtsedimentationsrate ist der Unterschied hier jedoch geringer, da eine andere Bodentopographie sowie ein geringeres Strömungsregime diese Raten beeinflusst. Somit bestätigt sich, daß das modifizierte Modell, wie beabsichtigt, diese Randbedingungen standortgerecht berücksichtigt. An den Extrema liegen die Sedimentationsraten des konventionellen Modells über denen des modifizierten. Obwohl die Sedimentationsraten an den Extrema sehr gering sind, können diese Unterschiede für die Benthosgemeinschaft von ökologischer Bedeutung sein.

In Abb. 54 (c) ist die vor Ort bestimmte Sedimentationsrate (aus den Proben der Sedimentfallen) vergleichend aufgetragen. Die Form dieser Kurve stimmt gut mit der simulierten Verteilung überein, doch die Werte liegen um etwa 50 % niedriger. Interessant ist auch der Vergleich der errechneten Sedimentationsraten beider Simulationsmodelle mit den tatsächlichen, vor Ort bestimmten Kohlenstoffmengen im obersten Zentimeter der Sedimentschicht. Diese Daten sind ebenfalls in die Transektkurven der simulierten Raten in Abb. 53 (c) und 54 (c) eingetragen (Probennahme Lincay: 27.04.92; Terao: 20.04.92). Es fällt auf, daß diese Kurven in der Anlage Terao im Gegensatz zur Anlage Lincay in Form und Lage sehr gut übereinstimmen (10 Proben; 1 cm Oberflächenschicht). Die ermittelten prozentualen Kohlenstoffwerte im Sediment liegen bei Anlage Lincay im Vergleich zu Terao deutlich unterhalb der sich aus den Simulationen ergebenden Verteilungskurven.

Es kann angenommen werden, daß bei Lincay in Bodennähe ein erheblicher Transport durch Resuspension stattfindet, der durch das modifizierte Modell noch nicht für stark durchströmte Habitate berücksichtigt werden kann. Es war deshalb sinnvoll in weiteren, Simulationsansätzen die Auswirkungen verschiedener Einflußgrößen auf das Simulationsergebnis zu testen. Hierher gehören vor allem Faktoren wie (a) topographische Veränderungen (Neigungswinkel des Bodenprofils), (b) tiefenabhängige Änderungen der Strömungsgeschwindigkeiten (sowohl vertikal als auch horizontal), (c) Wegfraß des Futterverlustes durch Begleitfauna und (d) unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten verschiedener Faecesfraktionen.

In Tab. 12 sind die Ergebnisse für die wichtigsten Parameter aller durchgeführten Modellrechnungen für Vergleichszwecke dargestellt. Dabei wird als jeweilige Bezugsgröße diejenige Fläche berechnet, auf der jeweils 10%, 50% oder 95% des gesamten Kohlenstoffeintrages sedimentieren. Ein Flächenvergleich für jeweils 10%, 50% und 95% des gesamten Kohlenstoffeintrages wird in der letzten Spalte vermittelt. Die dazugehörigen berechneten Isoplethenwerte der Sedimentationsraten (in $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) sind ebenfalls in der Tabelle aufgeführt.

Folgende Abkürzungen wurden für die verschiedenen Modellrechnungen verwendet:

kM	: konventionelles Modell
kMprof	: konventionelles Modell mit Strömungsprofil ($m = 0.15$)
kMT	: konventionelles Modell mit Berücksichtigung des Tidenhubs
mM	: modifiziertes Modell
mMoW	: modifiziertes Modell ohne Wegfraß von Futterverlust durch Wildfische
mMfrak	: modifiziertes Modell mit fünf Faecesfraktionen
mMKS	: modifiziertes Modell mit Korrektur des Strömungsbetrags am Startpunkt der Teilanlage
mMTopo	: modifiziertes Modell, in dem die Topographie berücksichtigt wird (Rest bleibt konstant wie bei kM)

Aus der Tabelle wird ersichtlich, daß die Simulationen mit dem konventionellen Modell größere Flächen erfordern, um die gleiche relative Sedimentationsrate zu erreichen, als dies beim modifizierten Modell der Fall ist. Dies führt auch zu niedrigeren Isoplethenwerten unter der Teilanlage, was eine hohe Konzentration des Kohlenstoffs bei Verwendung des modifizierten Modells anzeigt. Bei den berechneten Datensätzen war die Fläche unter Verwendung des konventionellen Modells mit 17 % (Verankerung "L2") und 23 % (Verankerung "T3") größer als unter Verwendung des modifizierten Modells für die gleiche Situation (95 % des gesamten Kohlenstoffeintrages) ermittelt wurde. Für die Fläche die 10 % des gesamten Kohlenstoffeintrages darstellt, schwankten diese Werte zwischen 7.5 % bei Verankerung "T2" und 27.7 % bei Verankerung "L2".

Tab. 12: Vergleichende Darstellung der Simulationsergebnisse unterschiedlicher Modellrechnungen (Flächenvergleich der Dispersion der Feststofffracht aus den Aquakulturanlagen). kM = konventionelles Modell, kMprof = konventionelles Modell mit Strömungsprofil (Potenzkoeffizient = 0.15), kMT = konventionelles Modell Tidenhub, mM = modifiziertes Modell, mMow modifiziertes Modell ohne Wegfraß v. Futterverlust durch Wildfische, mMfrak = modifiziertes Modell mit fünf Faecesfraktionen, mMKS = modifiziertes Modell mit Korrektur des Strömungsbetrags am Simulationsstartpunkt der Teitanlage. Alle Modellformen, die mit einer gleichen Anzahl von Sternchen (*) gekennzeichnet sind wurden prozentual miteinander verglichen (Ergebnisse siehe vorletzte Spalte). In Spalte zwei wird die Fläche auf, die 10, 50 bzw. 95% des gesamten Kohlenstoffeintrages sedimentieren, aufgeführt. Die dritte Spalte zeigt die Kohlenstoff-Isolinie ($\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), die den äußersten Rand der beeinträchtigten Fläche (Spalte 4) begrenzt.

Modell-rechnung	Prozent C	Isolinien Wert [g C/m ² /d]	Fläche [m ²]	Vergleich der Fläche [%]	Verankerung Station
** mM	10	14.45	917	100.0	L1
	50	7.45	6201	100.0	
	95	0.50	31696	100.0	
** =100 %	10	11.96	1094	119.3	L1
	50	5.61	7938	128.0	
	95	0.49	38051	120.0	
** kM	10	12.88	1006	100.0	L2
	50	6.69	6947	100.0	
	95	0.37	37905	100.0	
** =100 %	10	10.16	1285	127.7	L2
	50	5.08	9026	131.8	
	95	0.40	44377	117.1	
* kMT	10	10.28	1263	98.3	L2
	50	5.19	8810	97.6	
	95	0.35	48602	105.0	
* =100 %	10	12.09	1076	83.7	L2
	50	6.19	7462	82.7	
	95	0.50	36107	81.4	
* kMprof	10	12.31	1052	104.6	L2
	50	4.56	8413	122.9	
	95	0.10	88288	227.8	
** mMfrak	10	10.78	1213	94.4	L2
	50	5.44	8247	91.4	
	95	0.24	51847	118.4	
** =100 %	10	28.22	521	100.0	T1
	50	15.27	3341	100.0	
	95	0.32	29831	100.0	
** mM	10	25.51	573	110.0	T1
	50	13.10	3765	112.7	
	95	0.28	35656	119.5	
** =100 %	10	28.16	522	91.1	T1
	50	15.31	3337	88.6	
	95	0.35	28981	81.3	
* kMT	10	28.31	520	99.8	T1
	50	15.48	3317	99.3	
	95	0.32	29489	98.9	
** =100 %	10	33.84	441	100.0	T2
	50	21.33	2625	100.0	
	95	0.46	20408	100.0	
** mM	10	31.35	474	107.5	T2
	50	18.88	2889	110.1	
	95	0.37	25003	122.5	
** =100 %	10	31.29	475	100.2	T2
	50	18.83	2892	100.1	
	95	0.40	24426	97.7	
* kMT	10	39.76	420	95.2	T2
	50	26.02	2441	93.0	
	95	0.55	18664	91.5	
** mMow	10	31.18	477	108.2	T2
	50	18.21	2903	110.6	
	95	0.27	30250	148.2	
** =100 %	10	38.80	384	100.0	T3
	50	25.11	2277	100.0	
	95	0.62	15961	100.0	
** mM	10	35.87	415	108.1	T3
	50	22.45	2493	109.5	
	95	0.47	19609	122.9	
** =100 %	10	40.42	371	96.6	T3
	50	27.13	2165	95.1	
	95	0.72	14291	89.5	
* mMKS	10	38.80	384	100.0	T3
	50	25.11	2277	100.0	
	95	0.62	15961	100.0	

Verwendet man ein Strömungsprofil mit einem Potenzkoeffizient von $m = 0.15$ im konventionellen Modell, so verringert sich die beeinträchtigte Fläche (95 % des gesamten Kohlenstoffeintrages) um etwa 19 %. Die Fläche, auf die 10 % des gesamten Kohlenstoffeintrages fallen, war dann auch um 9 % (Verankerung "T1") bzw. 16 % (Verankerung "L2") kleiner als ohne Potenzkoeffizient.

Die Simulationen mit dem modifizierten Modell, in denen ausschließlich die Topographie berücksichtigt wurde, während die übrigen Variablen unverändert blieben, (wie auch beim konventionellen Modell), zeigten bei Verwendung der Strömungsdaten "L2" der Anlage Lincay eine etwa 5 % kleinere Bedeckungsfläche (bei 10 % des gesamten Kohlenstoffeintrages) als unter Verwendung des konventionellen Modells. Die Fläche, auf die 95 % des gesamten Kohlenstoffeintrages fallen, war etwa 16 % größer als sie das konventionelle Modell ermittelte.

Der Tidenhub hat keinen nennenswerten Einfluß auf die Verteilung der organischen Feststofffracht am Boden unter den Käfiganlagen. Der größte Unterschied zeigte sich bei der Modellierung der Daten der Verankerung "L2". Hier war die Fläche, auf die 95 % des gesamten Kohlenstoffeintrages auftreten können, um 5 % größer als bei der Berechnung durch das konventionelle Modell. Mit Hilfe des modifizierten Modells wurde ferner ermittelt, ob sich die Sedimentationsflächen bei Annahme einer einheitlichen Faeces-Sedimentation anders darstellen, wenn fünf Faecesfraktionen mit unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten angenommen werden. Die Einführung mehrerer Fraktionen führt zu erheblichen Veränderungen in der Abschätzung der beeinflussten Sedimentflächen. So ergibt sich nämlich bei Verwendung des Strömungsdatensatzes an der Verankerung "L2" ergibt um 127.6 % größere Fläche, auf die 95 % des gesamten Kohlenstoffeintrages fallen. Betrachtet man nun die Strömungsdaten der Verankerung "T2", so lag der Unterschied bei 48.2 %. Diese Unterschiede betonen auch die Bedeutung der Strömungsgeschwindigkeiten am Standort und der Bodentopographie.

Wenn man den Wegfraß von Futterverlusten durch Wildfische nicht berücksichtigt, so wird eine größere Menge der organischen Fracht direkt unter der Käfiganlage deponiert und die Fläche, die 95 % des gesamten sedimentierten Kohlenstoffeintrags ausmacht, wird entsprechend kleiner. Betrachtet man die hydrographischen Daten der Verankerung "T2", so macht dies eine um 8 % kleinere Fläche aus.

Verwendet man das modifizierte Modell mit einer Korrektur des Strömungsbetrags am Startpunkt der Modellrechnung auf der Teilanlage, für die die Distanz zum Strömungsmesser berücksichtigt wird, so war die Fläche, auf die 95 % des gesamten Kohlenstoff-

feintrags niedergehen, im Bereich der Verankerung "T1" um nur 1 % kleiner als ohne Verwendung der Strömungskorrektur. Die Modellrechnungen mit dem Strömungsdatensatz der Verankerung "T3" zeigten einen Unterschied mit und ohne Verwendung einer Strömungskorrektur von nur 10 %. Die Fläche, bei der 10 % des gesamten Kohlenstoffeintrages rechnerisch sedimentierten, zeigte bei Verankerung "T1" keinen Unterschied, wenn eine Strömungskorrektur vorgenommen wurde. Bei Verwendung des Strömungsdatensatzes "T3" war diese Fläche jedoch 3 % kleiner.

Ein Vergleich der Flächen (bei Verwendung der Strömungsdaten der Verankerung "T1") zwischen den Modellrechnungen des konventionellen und modifizierten Modells für "denselben Isolinenwert" ergab im konventionellen Modell eine 11 % größere Fläche beim Isolinenwert von $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, eine 7 % kleinere Fläche bei $16 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und eine 55 % kleinere Fläche beim Isoplethenwert $26 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ direkt unter der Anlage. Das konventionelle Modell errechnet also eine größere Verdriftung der organischen Feststofffracht, d.h. eine größere Verteilungsfläche. Das modifizierte Modell weist dagegen größere Flächen mit hohen Kohlenstoffwerten direkt unter der Anlage auf.

Um die Unterschiede zwischen beiden Modellen und den einzelnen Varianten des modifizierten Sedimentationsmodells (z.B. unter schrittweiser Berücksichtigung der Bodentopographie, des Strömungsprofils, des Tidenhubs, der Faecesfraktionen, der Korrektur der Startgeschwindigkeiten der Simulation an den Teilanlagen (Definition siehe Material und Methoden) räumlich zu veranschaulichen wurden in den Abbildungen 55 bis 61 (s.S. 144-149) die Ergebnisse dieser Simulationen dargestellt. Die dreidimensionalen Darstellungen werden durch ein zweidimensionales Isoplethendiagramm ergänzt, in dem die Lage der jeweiligen Käfiganlage als Rechteck eingezeichnet ist. Die Graphiken stellen zudem nicht die realen Sedimentationsraten dar, sondern ausschließlich die Differenzen zwischen den Ergebnissen des modifizierten Modells und des konventionellen Modells bzw. zwischen verschiedenen Varianten des modifizierten Modells untereinander.

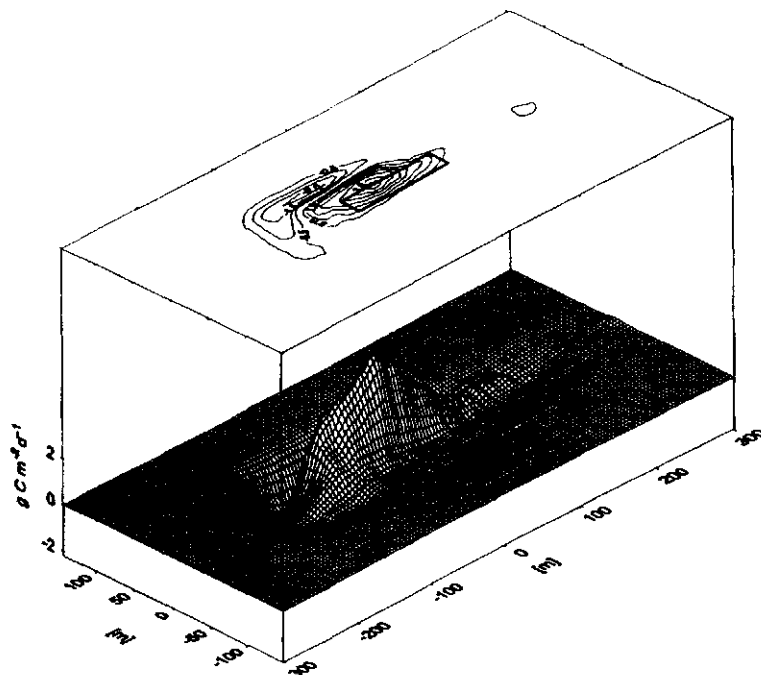


Abb. 55: Vergleich der Sedimentationsraten zwischem konventionellem und modifiziertem Modell: Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Modelle für die Station "L2" im Bereich der Anlage Lincay. Es wurde das Simulationsergebnis des konventionellen Modells von dem des modifizierten subtrahiert. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells, Senken ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells. Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

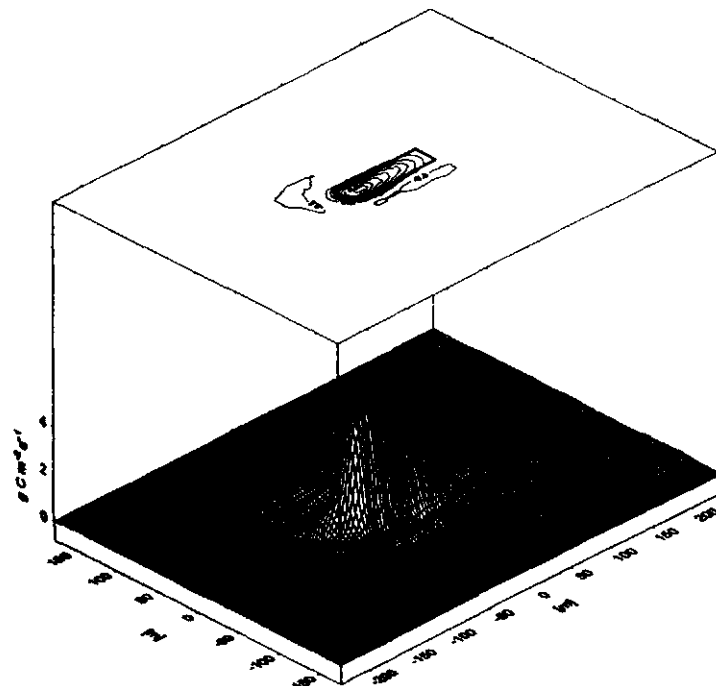


Abb. 56: Vergleich der Sedimentationsraten zwischem konventionellem und modifiziertem Modell: Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Modelle für die Station "T1" im Bereich der Anlage Terao. Es wurde das Simulationsergebnis des konventionellen Modells von dem des modifizierten subtrahiert. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells, Senken ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells. Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

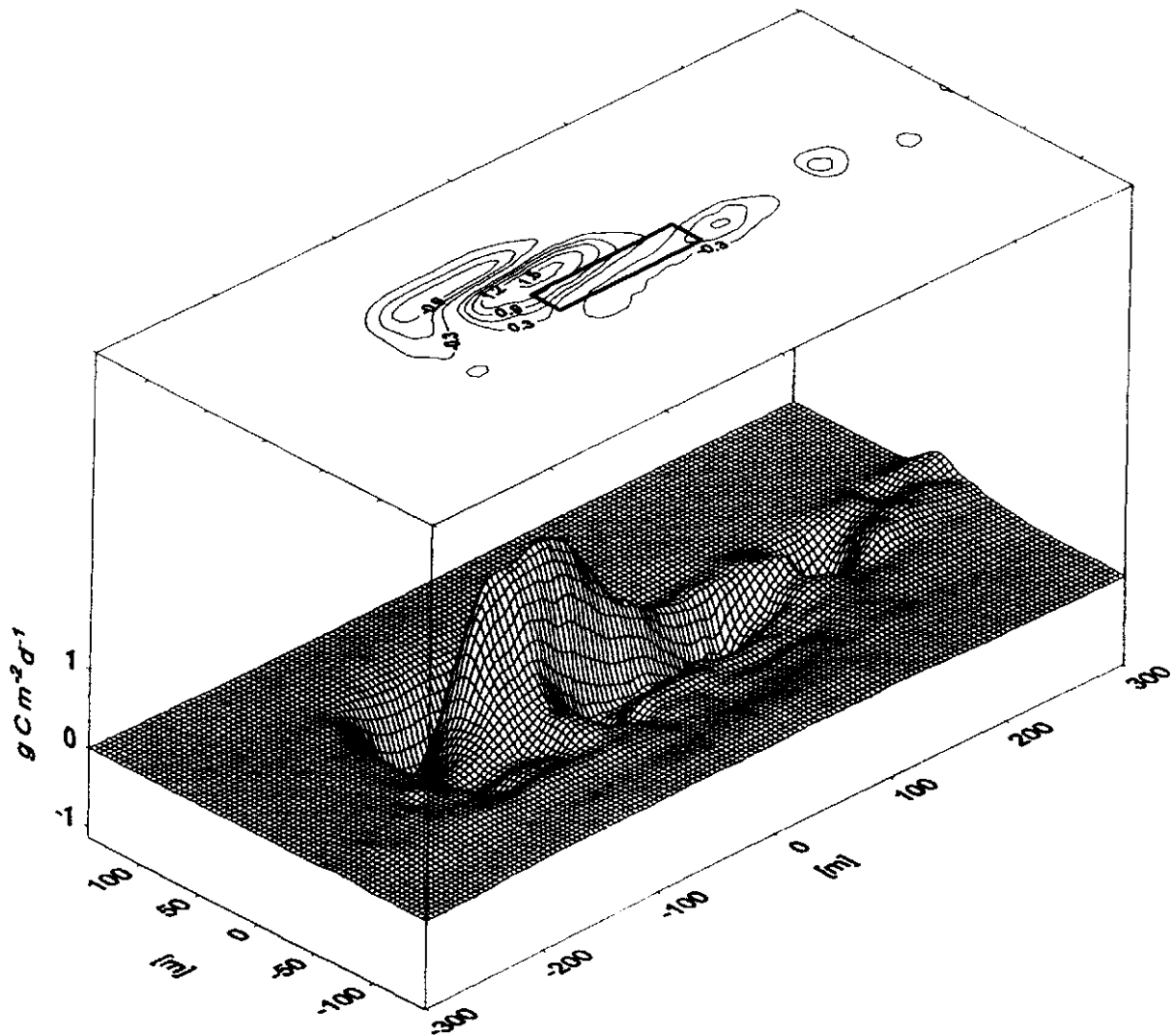


Abb. 57: Einfluß der Bodentopographie auf die Sedimentationsrate. Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Simulationsergebnisse für die Station "L2" im Bereich der Anlage Lincey. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells (unter der alleinigen Berücksichtigung der Bodentopographie), Senken ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells. Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.3 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

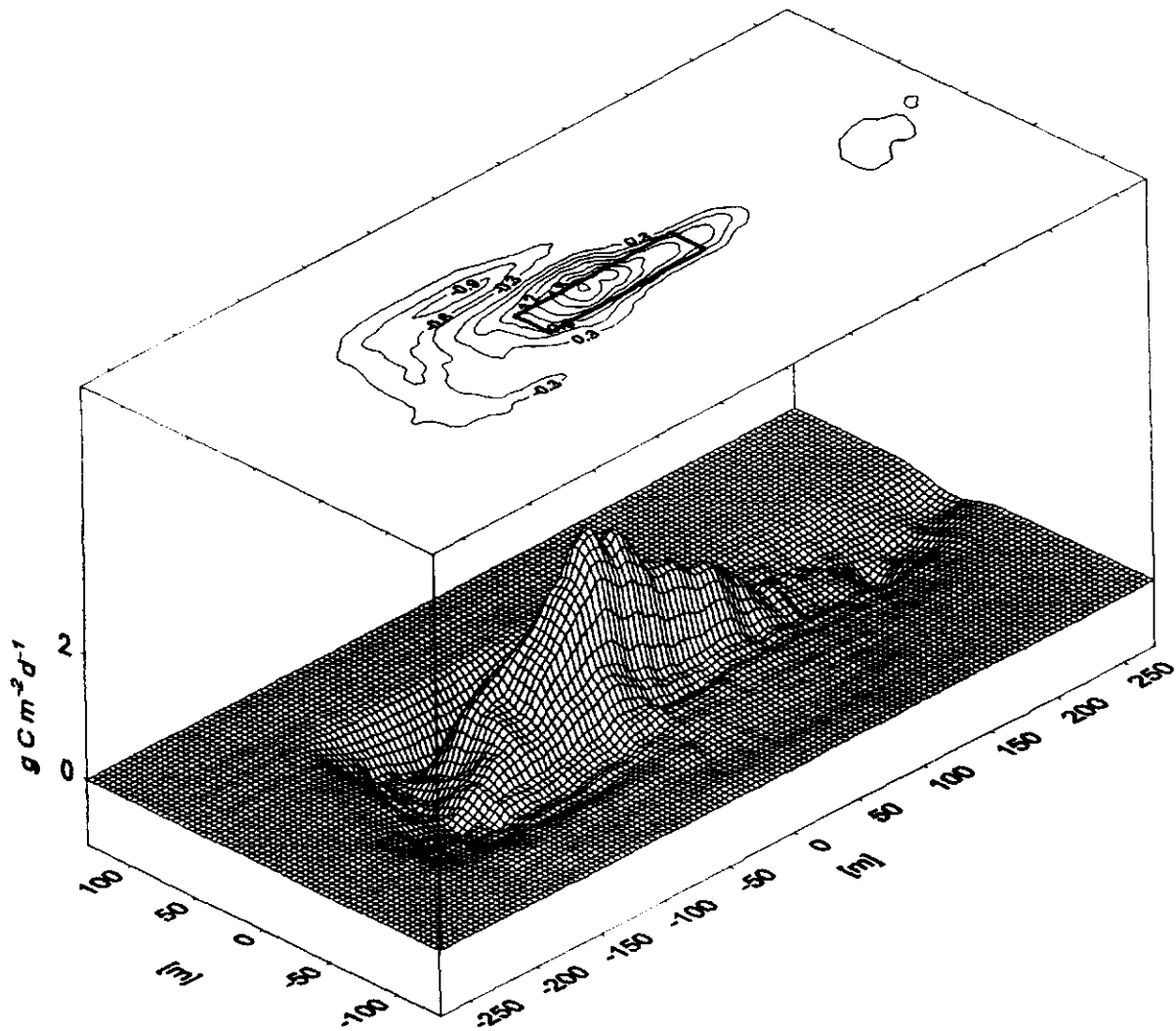


Abb. 58: Einfluß des Strömungsprofils auf die Sedimentationsrate. Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Modellrechnungen für die Station "L2" im Bereich der Anlage Lincay. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells (unter der alleinigen Berücksichtigung des Strömungsprofils, $m = 0.15$), Senken ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells. Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.3\ g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$.

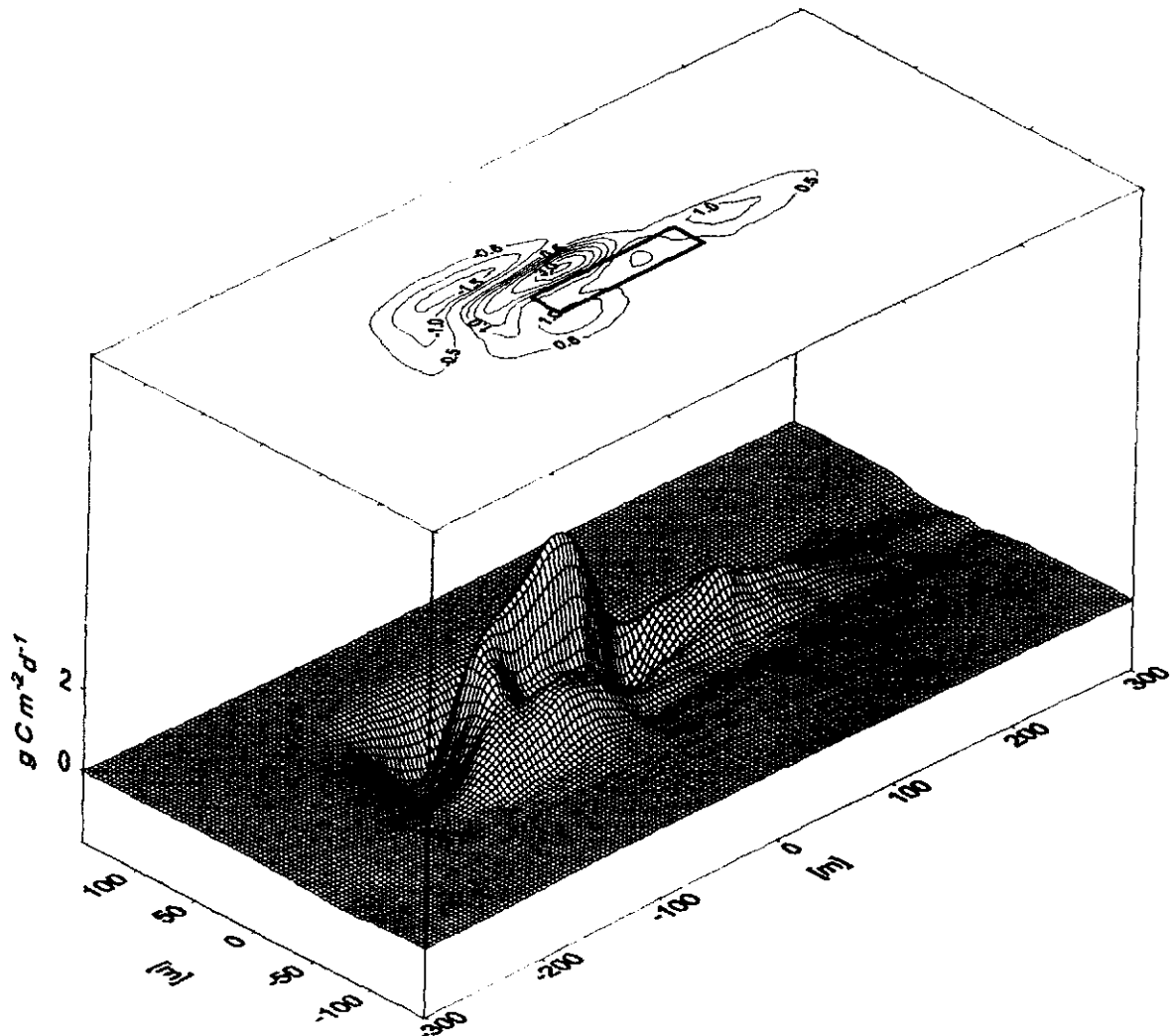


Abb. 59: Einfluß unterschiedlicher Faecesfraktionen auf das Simulationsergebnis der Feststoffsedimentation. Die Abbildung zeigt die Differenzen beider Modellrechnungen der Sedimentationsraten für die Station "112" im Bereich der Anlage in Bay. Überschätzungen ergeben sich aus der Überschätzung des modifizierten Modells (nur eine Sinkgeschwindigkeit für Faeces wurde berücksichtigt). Sinkrate ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells (Verwendung verschiedener Faecesfraktionen mit entsprechenden Sinkgeschwindigkeiten). Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

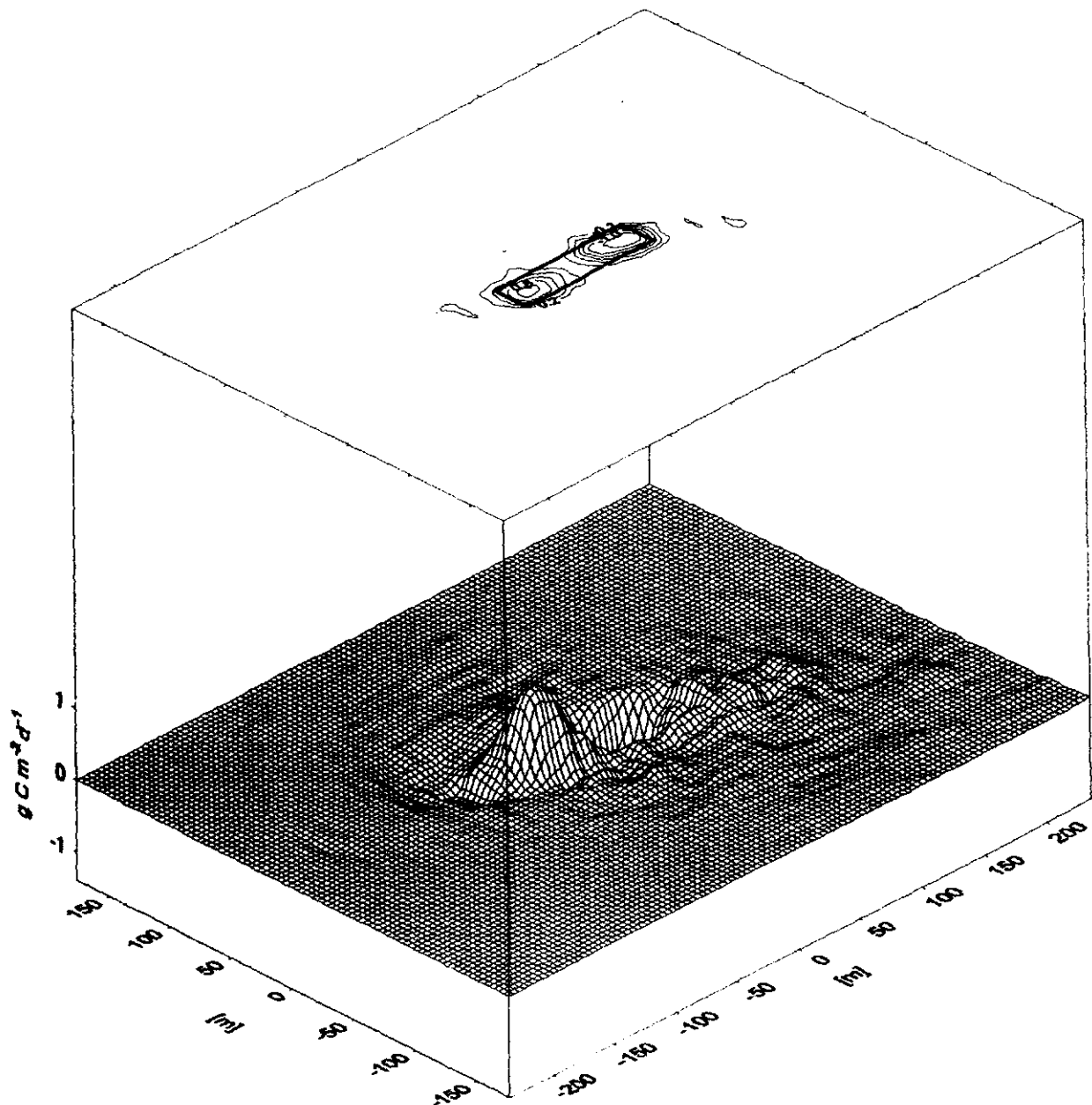


Abb. 60: Einfluß zweier Simulationmethoden unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten an den Simulationsstartpunkten der Teilanlagen. Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Modellrechnungen für die Station "T1" im Bereich der Anlage Terao. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells (Simulationsstartpunkte mit gleichen Strömungsgeschwindigkeiten für einen Zeitpunkt t_0 ; übliche Methode), Senken ergeben sich aus Überschätzungen des modifizierten Modells (bei Korrektur des Strömungsbetrages zwischen Verankerungsposition des Strömungsmessers und der tatsächlichen Simulationsstartpunkte auf der Teilanlage). Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck. Die Isoplethenabstände betragen $0.2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

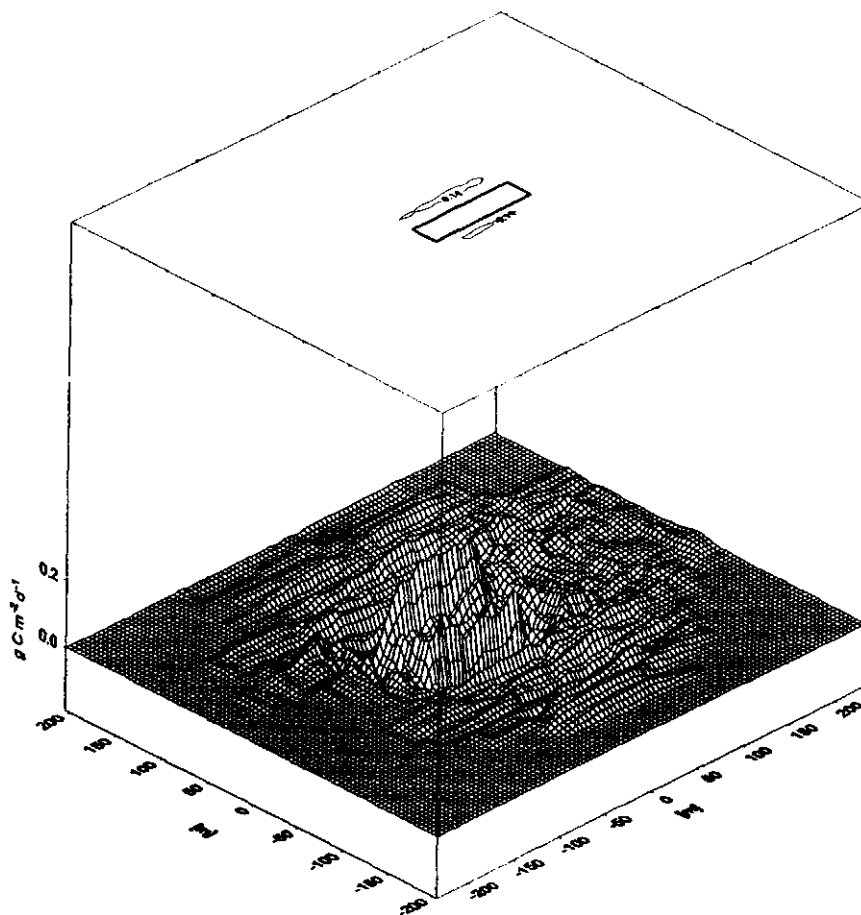


Abb. 61: Einfluß des Tidenhubs auf die Sedimentationsrate. Die Abbildung zeigt die Differenzen der Sedimentationsraten beider Modellrechnungen für die Station "L2" im Bereich der Anlage Lincay. Überhöhungen ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells, Senken ergeben sich aus Überschätzungen des konventionellen Modells (unter Berücksichtigung des Tidenhubs). Zusätzlich zeigt ein aufgesetztes Isoplethendiagramm Werte für die Sedimentationsraten ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) und die Lage der jeweiligen Teilanlage als Rechteck.

Vergleich des konventionellen und des modifizierten Simulationsmodells zur Sedimentation von Feststoffen unter den Anlagen

Will man die Unterschiede verdeutlichen, die sich bei Verwendung beider Modelle in den Sedimentationsraten ergeben, so müssen die Auswirkungen der einzelnen Faktoren, die im modifizierten Modell (Grundeinstellung s. Material und Methoden, mit Ausnahme der Verwendung von Faecesfraktionen) berücksichtigt werden können mit dem konventionellen Modell (Gowen Modell) verglichen werden. Das konventionelle berücksichtigt als Grundeinstellung lediglich eine einheitliche Sinkgeschwindigkeit, nur eine Strömungsgeschwindigkeit und ausschließlich einen ebenen Untergrund. Die fol-

genden Abbildungen veranschaulichen jeweils die Differenzen der Sedimentationsraten, die unter Verwendung beider Modelle auftreten können. Für diese Präsentation sind beispielhaft die Stationen "L2" im Bereich der Anlage Lincay (Abb. 55) und "T1" im Bereich der Anlage Terao (Abb. 56) ausgewählt worden. Bekanntlich repräsentieren beide Standorte ein unterschiedliches Strömungsklima und eine andere Bodentopographie. Subtrahiert man die Simulationsergebnisse des konventionellen Modells von dem modifizierten Modell, so ergeben sich entweder Sedimentationsdefizite oder Unterschätzungen der Sedimentationsraten am jeweiligen Standort. Am Standort Lincay können diese Unterschiede in den Sedimentationsraten erheblich sein, zeigen aber insbesondere Stellen mit erhöhtem Austrag (Abb. 55). So erreichen die Defizite Werte bis zu um $-2.2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Dies läßt eventuell auf unregelmäßige Bodentopographie an Stellen hoher Strömungsgeschwindigkeit schließen, während die höchsten Werte bei $+3.86 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ liegen, was die erhebliche Unterschätzung der potentiellen Sedimentationsraten am Standort durch das konventionelle Modell unterstreicht.

Am Standort Terao ergeben die vergleichenden Simulationsrechnungen ein ähnliches Bild (Abb. 56). Sie zeigen jedoch auch deutliche Abweichungen, die durch die hydrographischen und topographischen Bedingungen am Standort bestimmt werden. So reichen die Differenzen der Sedimentationsraten von $-0.82 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bis $+4.18 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Dies spricht einerseits für geringere Strömungsgeschwindigkeiten, die insgesamt zu einer höheren Ablagerung unterhalb der Anlagen führen, andererseits aber auch für eine ausgeglichene Bodentopographie, die im Vergleich zum konventionellen Modell weniger Verschiebungen in der Sedimentation der Partikel auf andere Habitate zuläßt. Generell kann festgestellt werden, daß das modifizierte Modell unter allen Simulationsannahmen stets höhere Sedimentationsraten direkt unterhalb der Anlagen vorhersagt, als dies bei Anwendung des konventionellen Modells der Fall ist. Dies wird in den Darstellungen verdeutlichen. Weiterhin ist zu beachten, daß je nach Standortbedingungen jeder der Faktoren, den das modifizierte Modell berücksichtigen kann, für sich allein große Bedeutung für das abgeschätzte Sedimentationsverhalten haben kann. Es ist daher nicht immer notwendig, alle Modifikationen, die im neuen Modell verwendet werden können auch anzuwenden. Nachfolgend sollen daher verschiedene Szenarien für beide untersuchten Standorte getrennt dargestellt werden.

Einfluß der Bodentopographie auf die Sedimentationsrate

Berücksichtigt man die Bodentopographie unter den Anlagen anhand des jeweils erstellten Tiefenprofile, so wird deutlich, daß absinkende Partikel je nach Bodenneigung der Unterwasserlandschaft an anderen Punkten auftreten müssen, als dies bei einem ebenen Untergrund der Fall wäre. Das modifizierte Simulationsmodell kann optional

diesen Sachverhalt berücksichtigen, wenn durch Echolotaufzeichnungen das Höhenprofil des Untergrundes bekannt ist. Ein Beispiel hierfür ist für den Standort Lincay anhand der Strömungsdaten der Station "L2" und des durch Echolotaufzeichnungen ermittelten Tiefelprofils dargestellt worden (Abb. 57). Danach ergibt sich durchaus ein Unterschied in der Höhe der Sedimentation, wenn das modifizierte Modell im Vergleich zum konventionellen Modell die Bodentopographie berücksichtigt. Diese Differenz ist in Abbildung 57 dargestellt. Dort, wo höhere Sedimentationsraten geschätzt wurden, steigt das Gelände entweder in Strömungsrichtung an oder es befindet sich eine Senke an dieser Stelle, in die mehr Partikel sedimentieren. Die Unterschiede können erheblich sein. Im o.g. Beispiel (Abb. 57) sind die Extremwerte der Unterschiede für die simulierten Sedimentationsraten bei unebenen Bodenverhältnissen im Vergleich zu einem ebenen Boden mit Defiziten bis zu $-1.14 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und erhöhten Raten bis $+1.62 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ angegeben. Dies sind beträchtliche Unterschiede, die je nach Wassertiefe, besonders bei hochintensiv betriebenen Anlagen, für das Umweltmanagement berücksichtigt werden müssen.

Einfluß des Strömungsprofils auf die Sedimentationsrate

Es ist bekannt, daß sich die tidebedingte Strömungen sich in flachen Küstengewässern mit der Tiefe verändern. Dies gilt sowohl für die Geschwindigkeit als auch für die Richtung. Letzteres kann nur in der Simulation berücksichtigt werden, wenn mehrere Strömungsmesser hierfür die Basisdaten liefern. Berücksichtigt man nur das Strömungsprofil im Simulationsmodell, so sind hier andere Ablagerungsmuster zu erwarten, als bei der Anwendung des konventionellen Modells, das diese tiefenabhängigen Strömungsänderungen nicht mit einbezieht. Abbildung 58 zeigt für die Strömungsdaten der Station "L2" (Lincay; Potenzkoeffizient = 0.15) die Sedimentation nach dem modifizierten Modell, für das jedoch wegen der Vergleichbarkeit mit dem konventionellen Modell lediglich ein ebener Untergrund angenommen wurde. Die Extremwerte der Differenzen beider Modelle reichen für dieses Szenario von $-1.03 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bis $+2.46 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Auch hier ist das Simulationsergebnis des konventionellen Modells vom modifizierten Modell subtrahiert.

Einfluß unterschiedlicher Faecesfraktionen auf das Simulationsergebnis der Feststoffsedimentation

Im konventionellen Modell wird nur eine Sinkgeschwindigkeit für die Faeces verwendet. Neuere Untersuchungen (KROST, pers. Mitteilung; CHRZAN 1994) haben nachgewiesen, daß erhebliche Unterschiede in den Sinkgeschwindigkeiten für einzelne Faecesfraktionen bestehen. Es ist deshalb von Interesse abzuschätzen, welche Auswirkungen dieses Verhalten auf die Sedimentationsraten haben kann, wenn unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten in die Simulationsrechnungen einfließen. Die Differenz der Sedi-

mentationsraten gegenüber dem herkömmlichen Modell unter Verwendung mehrerer Fraktionen und deren Sinkgeschwindigkeiten zeigt exemplarisch die Abbildung 59 am Beispiel des Standortes Lincay (Strömungsdaten Station "L2"). Sie ist erheblich und kann im Extremfall $-1.78 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und $+3.64 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ betragen. Es erscheint daher sinnvoll, diesen Faktor bei Simulationsrechnungen zur Abschätzung der Sedimentation unter Käfiganlagen zu berücksichtigen, obwohl es erheblich mehr Rechenzeit beansprucht.

Einfluß zweier Simulationsmethoden unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten an den Startpunkten der Teilanlagen

Wie in Material und Methoden beschrieben (Abb. 15 und Erläuterungen) ist oftmals eine Änderung des Strömungsbetrages in ufernahen Flachwasserbereichen in bezug auf die Isolinien des Bodenprofils zu beobachten. Normalerweise verwendet man für alle Simulationsstartpunkte die gleiche Strömungsgeschwindigkeit für einen Zeitpunkt. Das modifizierte Modell wurde dahingehend erweitert, daß je nach Umfeld und Strömungsbedingungen eine Korrektur des Strömungsbetrags zwischen der Verankerungsposition des Strömungsmessers und der tatsächlichen Simulationsstartpunkte auf der Matrix der Teilanlagen durchgeführt werden kann. Da dies sehr rechenaufwendig ist, sollte diese methodische Erweiterung nur in die Simulation aufgenommen werden, wenn derartige Änderungen im Umfeld der Strömungsmessungen zu erwarten sind. Die vorliegende Simulation schätzt für den Standort Terao (Strömungsdaten "T1") die Auswirkungen einer solchen Änderung auf die Sedimentationsraten ab (Abb. 60). Die Abbildung zeigt, daß bei Berücksichtigung der Korrektur des Strömungsbetrags im Extremfall für den getesteten Standort Simulationsdifferenzen von $-1.43 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bis $+1.10 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ auftreten können. Hier treten die größten Unterschiede direkt unter der Anlage auf, was die Bedeutung dieses Faktors für die lokale Einschätzung der organischen Feststoffbelastung unterstreicht.

Einfluß der Aufnahme von Futterverlusten durch Wildfische

Das modifizierte Modell berücksichtigt den Wegfraß durch Fische im Anlagenbereich, wenn angegeben werden kann, welcher Anteil an verlorenem Futter aufgenommen wird und somit nicht sedimentieren kann. Die Annahme hierfür ist jedoch, daß dieser Wegfraß gleichmäßig über die gesamte Sedimentationsfläche erfolgt und nicht punktuell. Es ist unbekannt, inwieweit diese Annahme zutrifft. Die Untersuchungen an beiden Anlagen lassen den Schluß zu, daß über 60 % des Futterlustes durch freilebende Fische aufgenommen werden. Im Simulationsversuch ist jedoch nur von 50 % ausgegangen worden, um diesen Wegfraß keinesfalls zu hoch zu bewerten, da das hierfür verfügbare Datenmaterial nur semi-quantitativ gewonnen wurde. Die Simulation an der Station "T2" ergab, daß der Wegfraß direkt unter der Anlage eine Differenz der Sedimenta-

tionsrate von $6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ausmacht. Somit sollte für die Bewertung der Gesamtsedimentation und der Belastungsgrenzen diese Einflußgröße auch im Rahmen der Festlegung von Betriebsgrößen berücksichtigt werden.

Einfluß des Tidenhubs auf die Sedimentationsrate

Das konventionelle Modell geht davon aus, daß die Käfiganlagen bei allen Tidenzuständen vom Boden den gleichen Abstand haben. Dies ist nicht der Fall. Je nach Tidenhub wird die Entfernung zum Boden im Tidenrythmus schwanken und somit die Dispersionsstrecke der Partikel (Pellets und Faeces) ständig verändern. Um die Bedeutung des Tidenhubs auf das Sedimentationsverhalten abzuschätzen, wurde das konventionelle Modell entsprechend modifiziert. Berücksichtigt man den Tidenhub an beiden Standorten unter Verwendung der Strömungsdaten der gleichen Station wie in den vorigen Beispielsimulationen ("L2" für Lincay), so ergeben sich die in Abbildung 61 dargestellten Differenzen. Es wird dabei deutlich, daß der Tidenhub im Vergleich zu anderen Faktoren nur einen viel geringeren Einfluß auf die Abweichungen der Sedimentationsraten hat als bei Verwendung des konventionellen Modells geschätzt würde. Die Station "L2" (Lincay) lieferte die höchsten Raten für eine spezifische Simulation, wobei Differenzwerte zum konventionellen Modell zwischen -0.61 bis $+0.40 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ geschätzt wurden. Die Differenzen betragen jedoch in der Mehrzahl der durchgeführten Simulationen lediglich Werte von -0.21 bis $+0.22 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Dies gilt für Bodenbereiche sowohl unter als auch in unmittelbarer Nähe der Anlagen. Damit kann der Tidenhub für die Berechnung der zu erwartenden Sedimentationsraten an Standorten mit vergleichbaren Tiden und ähnlichen Strömungsverhältnissen weitgehend vernachlässigt werden.

5 Diskussion

5.1 Einfluß der Anlagen auf die Umwelt

Wie in der Einleitung und im Kapitel zur Umweltsituation in der Aquakultur dargestellt, kann der Betrieb von Käfiganlagen in Küstengewässern zu Umweltproblemen führen. Die Bedingungen, unter denen die Fischzucht in tidendurchströmten -aber weitgehend geschützten- Küstenhabitaten nachhaltig in einem Gleichgewicht zwischen Eintrag und Abbau organischer Substanz betrieben werden kann, sind nur unzureichend bekannt. In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, Basisdaten für eine Bewertung der Umweltauswirkungen auf das Sediment für die anlagenspezifischen Bedingungen in chilenischen Küstengewässern zu gewinnen.

Bildung und Abbau von Sedimenten wird im wesentlichen durch zwei Prozesse bestimmt: Erosion und Akkumulation (ROSENTHAL et al. 1988; Håkanson 1986). Erosionsvorgänge führen im allgemeinen zu Sedimenten, die von groben Partikeln dominiert werden. Akkumulierende Zonen weisen im Gegensatz dazu vermehrt eine feine Partikelzusammensetzung auf. Solche Zonen sind bevorzugte Regionen mit Ablagerungen organischer Frachten, die gegebenenfalls zu anoxischen Sedimenten, mitunter sogar mit H_2S -Bildung, führen. Diese Akkumulation ist deshalb für die Aquakultur in flachen Gewässern gefährlich, insbesondere dann, wenn eine dauerhafte Nutzung des Standortes angestrebt wird. Es ist daher wichtig, das qualitative und quantitative Sedimentationsverhalten an ausgewählten Aquakulturstandorten zu untersuchen und zu charakterisieren.

Die vorliegende Untersuchung bestätigt die Tatsache, daß unterschiedliche Korngrößenverteilungen der Sedimente unter den Anlagen durch die spezielle Hydrographie und Topographie der Standorte stark beeinflußt werden. Im Bereich der Anlage Lincay beispielsweise, mit einer etwa dreifach höheren Strömungsgeschwindigkeit als an der Anlage Terao, können sich feinere Partikel nicht absetzen, so daß die Zusammensetzung des Sedimentes grobkörnig ist.

Innerhalb des Standortes der Anlage Lincay zeigen die Sedimentkerne der zwei Stationen Unterschiede die Sedimentstruktur ist somit heterogen. Bei der Anlage Terao (sandiger Meeresboden), wo die Strömungsgeschwindigkeiten geringer sind, ist der Anteil an feinen Partikeln höher als bei der Anlage Lincay, und die Sedimentstruktur homogen.

Ein Erosions-Meeresboden ist gewöhnlich durch geringe organische Gehalte ($< 4\%$ Trockensubstanz) charakterisiert. Meeresböden mit geringem Transport in strömungs-beruhigten Zonen zeigen in der Regel erhöhte organische Gehalte (4 bis $> 10\%$). Die entsprechenden Wassergehalte liegen nach LAURÉN-MÄÄTTÄ *et al.* (1991) bei unter 50 % in Erosions- und bei über 50 % in Akkumulationsgebieten. Im Vergleich zu den eigenen Befunden sind diese Werte relativ hoch. Die Wassergehalte wurden in der vorliegenden Arbeit anhand von Bodenproben unter und im Umfeld der Anlagen sowohl räumlich (horizontal und vertikal) als auch zeitlich verfolgt. Diese Arbeit dokumentiert damit erstmals Daten bezüglich der partikulären organischen Fracht zweier Lachszuchtanlagen in Chile und liefert somit wichtige Vergleichswerte für weitere Untersuchungen zu dieser Fragestellung.

Zur Abschätzung des organischen Gehaltes im Sediment wird der Glühverlust bestimmt. Für die Bestimmung des organischen Gehaltes ist diese Methode jedoch nicht sehr genau, da auch nach dem Trocknen bis zur Gewichtskonstanz bei den hohen Temperaturen im Muffelofen noch Wasser aus dem Kristallgitter der Tonminerale freigesetzt wird, was zu einer Überschätzung des organischen Gehaltes führen kann (HÅKANSON & JANSSON 1983; KROST 1990). Außerdem können auch nichtorganische Bestandteile (z.B. thermolabile Carbonate) des Sedimentes bei der Temperatur aufgeschlossen werden (RHEIMER pers. Mitt.) und als Gas entweichen. Um genaue Werte über den organischen Gehalt in den Sedimenten zu erhalten, sind Kohlenstoffbestimmungen durchgeführt worden.

Bei Lincay war nur eine leichte Erhöhung der Glühverlustwerte unter der Anlage zu erkennen. Das spricht für eine große Dispersion und Resuspension von sedimentiertem Material (Erosionsgebiet). In Übereinstimmung hiermit wurde auf keiner Station in diesem Bereich eine aus der Käfighaltung stammende organische Auflageschicht auf dem Sediment beobachtet. Von den zehn Stationen im Gebiet der Anlage Lincay zeigten lediglich die Stationen 1 bis 3 anoxische Merkmale (schwarze Färbung).

Bei Terao zeigten erhebliche Erhöhungen der Glühverlustwerte unter der Anlage eine deutliche organische Auflageschicht von 1 cm an, verbunden mit Matten mikro-aerophiler Bakterien. Die erhöhten Glühverluste wurden bis zu einer Tiefe von 4 bis 5 cm im Sediment festgestellt. Durch die geringen Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich dieser Anlage verdriften die organischen Feststoffe kaum, so daß diese unter der Anlage akkumulieren, soweit sie nicht abgebaut werden. Im Laufe der Zeit ist in diesen Stationen auch eine Erhöhung des Glühverlustes zu beobachten.

Die Sedimentproben unmittelbar unter der Anlage Terao waren schwarz gefärbt und rochen nach Schwefelwasserstoff. Es ist nur wenig darüber bekannt, welche Auswirkungen die H_2S -Entwicklung auf die darüberliegende Fischzucht haben könnte. H_2S ist als Atemgift bekannt und eine Exposition der Fische gegenüber geringen Konzentrationen ist sicher eine Risikoerhöhung für die Gesundheit der Fische. Erste kombinierte Feld- und Laboruntersuchungen im Rahmen eines EU-Projektes (BLACK *et al.* 1994; BLACK *et al.* im Druck) zeigen, daß derartige Bedingungen nachhaltige Folgen für die Fischzucht haben können.

Der Anstieg von Wassergehalt und Glühverlust im Sediment unter der Teilanlage in Terao war im Zeitraum von März bis Mai 1992 nahezu konstant. Der Abstand der Probennahmen zwischen März und April betrug jedoch 40 Tage in beiden Anlagen und zwischen April und Mai nur 28 Tage. Dies scheint auf den ersten Blick das Bild etwas zu verzerren (Abb. 42). Die höchste Biomasse in Terao wurde im Monat März erreicht. Sie verringerte sich in den Monaten April und Mai jeweils um 5 % durch das Abfischen marktreifer Fische.

Bei relativ hohen Sedimentationsraten organischer Feststoffe (etwa $30 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) unter der Anlage Terao und im Hinblick auf einen über drei Jahre andauernden Betrieb wäre nach den Modellrechnungen eine größere Auflageschicht an organischem Sediment auf dem Meeresboden zu erwarten gewesen. Unter der Anlage wurde aber nur eine organische Auflageschicht von 1 cm gefunden. Dies ist dadurch erklärbar, daß starke Winde oder Stürme die Strömungen in der Bucht für kurze Zeit erhöht haben und damit die Auflageschicht teilweise resuspendiert und abtransportiert wurde. Strömungsereignisse von über 20 cm s^{-1} wurden in Terao tatsächlich mehrmals gemessen (Abb. 21-23). Auch hier zeigt sich, daß die Modellrechnungen solche Extrembedingungen nicht hinreichend reflektieren und nur die durchschnittliche Situation einbeziehen. Insofern zeigen die Simulationswerte das "worst-case-scenario".

Werden die Glühverlustwerte der Sedimentproben aus der Anlage Terao gegen die Wassergehaltswerte in einer Graphik aufgetragen, lassen sie sich durch ein Polynom dritter Ordnung beschreiben (Abb. 62). Diese Funktion ermöglichte die Berechnung eines Schätzwertes des Glühverlustes im Sediment bei bekanntem Wassergehalt. Auf diese Weise war es möglich, den Glühverlust anhand des Wassergehaltes abzuschätzen. Der Kohlenstoffanteil wurde mit dem Glühverlust korreliert und ergab einen sehr ähnlichen Wert wie bei HÅKANSON & JANSSON (1983, Abb. 63) beschrieben. In der Anlage Lincay war eine gleiche Charakterisierung nicht möglich, da sich die Mehrheit der

Werte in einer Punktwolke konzentrierte und hohe Werte nur vereinzelt beobachtet wurden.

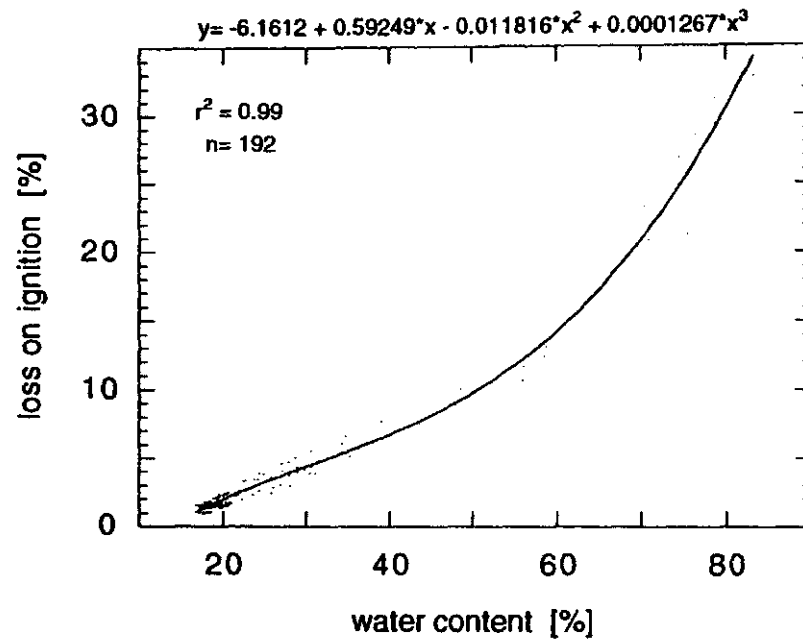


Abb. 62: Anlage Terao: Polynomiale Anpassung des Wassergehaltes und Glühverlustes der Sedimentproben.

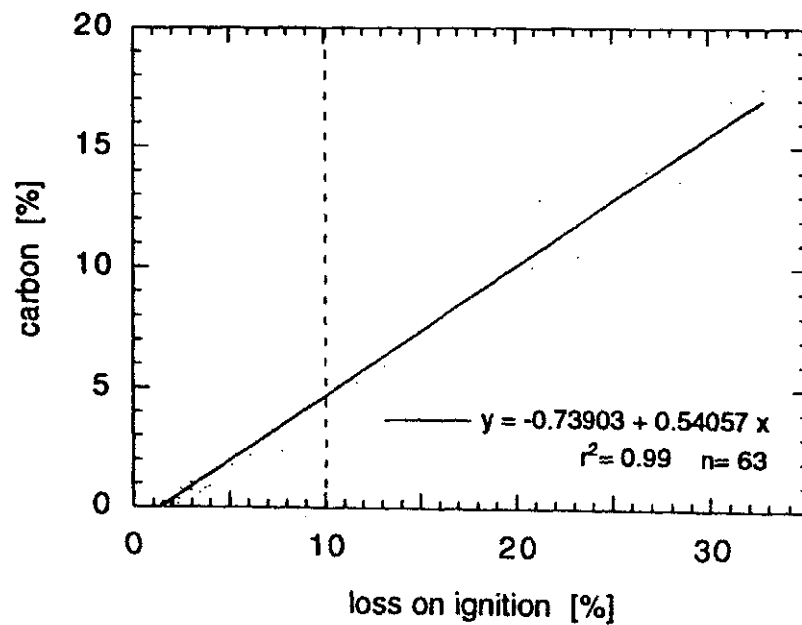


Abb. 63: Anlage Terao: Lineare Anpassung des Glühverlustes und Kohlenstoffgehalts der Sedimentproben.

Der Glühverlust in den Kontrollstationen beider Anlagen lag bei 1 %. KROST *et al.* (1994) berichten Glühverlustwerte von Kontrollstationen (100 m von einer Forellenanlage entfernt) in der Kieler Förde in Höhe von 10 bis 11 %. Der organische Gehalt ist somit in den Kontrollstationen der Anlagen in Chile etwa zehnfach niedriger. KUPKA HANSEN *et al.* (1991), die an sieben Anlagen in Norwegen Messungen im Sedimentbereich durchführten, haben 4 % Glühverlust an der Kontrollstation gemessen. Der Wassergehalt dieser Proben lag etwa doppelt so hoch wie bei den chilenischen Sedimenten. Die Referenzgebiete in Chile zeigen somit einen sehr geringen organischen Gehalt. Der Grund für diese Unterschiede ist nicht bekannt. Es kann aber vermutet werden, daß die unterschiedliche Fjordstruktur in Norwegen mit hohen Schwellen am Ausgang diese zu "Sinkstofffallen" machen. Chilenische Fjorde haben auf Grund der nacheiszeitlich sehr aktiven Tektonik derartige Schwellen in der Regel nicht.

Direkt unter der Anlage Terao wurde ein vergleichbarer organischer Gehalt gemessen wie bei KROST *et al.* (1994) in Höhe von 33 bis 34 %. Dies entsprach etwa einem Wassergehalt von 85 %. KUPKA HANSEN *et al.* (1991) haben Maxima von 89 % Wassergehalt und entsprechend 47 % Glühverlust gemessen. Die berechnete Porosität der Sedimente in Chile ist mit der Porosität vergleichbar, die KROST *et al.* (1994) angeben, und erreichte Werte von über 90 % bei Sedimenten mit einem hohen organischen Gehalt. Die Porosität war in den Kontrollstationen beider Anlagen in Chile vergleichbar. Besonders hohe Werte wurden unter der Anlage Terao in der oberen Sedimentschicht auf Grund der flockenartigen, weichen organischen Ablagerung gefunden.

Es ist bekannt, daß die Sedimente unter den Anlagen Gas bilden können (BRAATEN *et al.* 1983). KUPKA HANSEN *et al.* (1991) beobachteten Gasbildung erst ab einer Akkumulation von 5 cm, wobei sich die Gasbildung mit einer linearen Tendenz bei Erhöhung der Akkumulation auf dem Meeresboden erhöhte. Weder in Sedimenten der Anlage bei Lincay noch in denen bei Terao wurden Hinweise auf die Entstehung gasförmiger Metabolite gefunden.

Eine sehr genaue Methode zur Bestimmung des organischen Gehaltes in den Sedimenten ist die Kohlenstoff- und Stickstoffmessung mit einem CHN-Analyser. In dieser Arbeit wurden ausgewählte Sedimentproben beider Anlagen zur Bestimmung dieser Parameter verwendet. Die Kohlenstoffwerte wurden mit dem Glühverlust verglichen und graphisch aufgetragen (Abb. 63). Eine grobe Schätzung des organischen Kohlenstoffes kann folglich über die so ermittelte lineare Funktion ($y = -0.73903 + 0.54057 x$; $r^2 = 0.99$) vorgenommen werden. Bei geringen Glühverlusten (unter 3 %) sollte diese Funktion jedoch nicht verwendet werden. Allgemein kann davon ausgegangen werden,

daß bei Glühverlustwerten über 10 % der Kohlenstoff (in %) dem halben Glühverlustwert (ebenfalls in %) entspricht. Diese Relation stimmt mit den Beobachtungen in Seen von HÅKANSON & JANSSON (1983) überein. Der Carbonatanteil in den Sedimenten der Anlagen ist sehr gering (< 0.8 %). Eine gravierende Verfälschung bei der Glühverlustbestimmung durch Thermolyse carbonathaltigen Materials kann deshalb ausgeschlossen werden.

Das Verhältnis C/N liegt zwischen 3 und 6 in den Sedimenten beider Anlagen. Damit ist der Anteil von Stickstoff im Sediment höher als in den Faeces (C/N 6.6-10.9). Auch FINDLAY & WATLING (1994) sowie ANGEL *et al.* (1995) fanden höhere Stickstoffanteile in Sedimenten verglichen mit Material aus Sedimentfallen. Der Mechanismus der relativen Stickstoffanreicherung im Sediment ist bisher nicht befriedigend erklärt worden. Er hängt vermutlich mit unterschiedlichen mikrobiellen Abbaugeschwindigkeiten der organischen Komponenten zusammen (ANGEL *et al.* 1995).

Die Sauerstoffzehrung im Sediment kommt durch die Respiration der Fauna, durch bakterielle Aktivität und durch die chemische Oxidation von reduzierten Komponenten im Sediment zustande. KUPKA HANSEN *et al.* (1991) fanden eine Erhöhung der Sauerstoffzehrung bei Erhöhung der organischen Belastung. Die Sauerstoffzehrung im Sediment nimmt nach KUPKA HANSEN *et al.* (1991) linear mit der Sedimentationsrate und auch mit dem organischen Gehalt im Sediment zu. Die Sauerstoffzehrung ist damit in guter Näherung ein Summenparameter für den Abbau organischer Substanz.

KUPKA HANSEN *et al.* (1991) fanden Sauerstoffzehrungsraten von 96 bis 529 mmol m² d⁻¹. In der hier vorliegenden Arbeit lagen die Zehrungsraten zwischen 165.34 bis 295.56 mmol m⁻² d⁻¹ in der Anlage Terao. Das bedeutet einen täglichen Abbau von 1.98 bis 3.55 g Kohlenstoff pro Quadratmeter und damit den Abbau von nur etwa 10 % der berechneten Sedimentation. Da keine entsprechende Akkumulation am Meeresboden unter den beiden Käfiganlagen gefunden wurde, muß ein signifikanter Export organischen Materials auf anderem Wege erfolgt sein. Deutungsmöglichkeiten hierfür sind die Aufnahme von organischen Feststoffen durch freilebende demersale Fische sowie kurzfristige starke Strömungsereignisse. Ähnliche Beobachtungen werden von ANGEL *et al.* (1995) berichtet.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit liefern die ersten Werte zur Sauerstoffzehrung des Sedimentes unter Lachszuchtanlagen in Chile. Weitere Messungen, sowohl räumlich als auch zeitlich auflösend unter und in der Nähe der Anlagen vor Ort sind notwendig, um die Abschätzung der natürlichen Regenerationsleistung abzusichern. Diese

Ergebnisse können dann mit größerer Zuverlässigkeit in die Modellrechnungen einfließen, um somit nicht nur die Sedimentationsrate der organischen Feststofffracht, sondern vielmehr die Akkumulation (Festlegung im Sediment) auf dem Meeresboden zu berechnen.

5.2 Modellrechnungen zur partikulären Feststofffracht

Es ist eine zunehmend akzeptierte Tatsache, daß Simulationsmodelle sowohl für die Wissenschaft als auch für das Management in der Aquakultur wichtige Hilfsmittel für die Entscheidungsfindung darstellen. Modellrechnungen werden in der Aquakultur vor allem in folgenden Bereichen eingesetzt:

- Vorhersagen für die Biomassenentwicklung in Abhängigkeit von der Fischgröße, dem jahreszyklischen Temperaturverlauf und der Photoperiode (Produktionsplanung);
- Vorhersagen über den Kapitalfluß im Betrieb;
- Kontrolle und Alternativpläne der Wirtschaftlichkeit;
- Fütterungsmessung und Zeitplanung für die Vermarktung;
- Gestaltung der Gestehungskosten für verschiedene Betriebsoptionen und;
- Umweltmanagement.

Für die letztgenannte Anwendung können zwei Anwendungszwecke definiert werden:

- Umweltmanagement für den Naturschutz;
- Umweltmanagement zur Optimierung der nachhaltigen Produktion im Kultursystem.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, durch Simulation eines wichtigen Umweltaspektes den möglichen Verbleib der sedimentationsfähigen Feststofffracht aus der Käfighaltung einen Beitrag zu leisten, der beiden Zielsetzungen gerecht wird.

Für die Modellrechnungen zur Sedimentation sind die Eingangsgrößen, die benötigt werden, weitgehend bekannt (z.B. HARGRAVE 1994). Dies gilt nicht nur für die quantitativ erfassbaren Faktoren wie Strömungsgeschwindigkeit und Richtung, Bodentopographie, Futtermenge und -zusammensetzung, Anlagendesign sowie Sedimentationsgeschwindigkeit der Pellets, sondern auch für die semiquantitativ erfassbaren Faktoren, die bisher kaum in die Modellierung eingeflossen sind. Hier sollen daher vor allem die nicht quantitativ erfaßten Faktoren näher betrachtet werden.

Semiquantitative Modellierungsparameter

In der vorliegenden Arbeit wurde für die **Sinkgeschwindigkeit der Faeces** ein Wert von 0.03 m s^{-1} eingesetzt. Für zukünftige Modellierungen empfiehlt es sich, kontinuierliche, kumulative Verteilungskurven der verschiedenen Fraktionen der Faeces zu erstellen, da die Simulationsberechnungen, die in dieser Arbeit durchgeführt wurden, gezeigt haben, daß erhebliche Abweichungen der Sedimentation im Umfeld der Anlagen resultieren können. Damit könnten genauere Werte für die Verteilungsmuster der Feststoffe (entsprechende Sinkgeschwindigkeiten der Faecesfraktionen) als bisher für weitere Simulationen erzielt werden. Dieses gilt insbesondere auch dann, wenn für die weitere Entwicklung von Simulationsmodellen die Resuspension und Verfrachtung dieser Fraktionen einbezogen werden sollen.

Bei der Lachszucht gelangen nicht nur Faeces als partikuläre Ausscheidungsprodukte in die Umwelt, sondern auch Pellets, die durch das Netz durchfallen. Mehrere Autoren haben für die Lachszucht **Pelletverluste** zwischen 1 und 30 % beschrieben (PENCZAK *et al.* 1982; BRAATEN *et al.* 1983; GOWEN *et al.* 1988). Heute wird mit einem Pelletverlust von nicht mehr als 5 % gerechnet. Dieser Wert beruht in der Regel auf groben Schätzungen und ist in seltenen Fällen semiquantitativ bestimmt worden. Auch in dieser Arbeit war eine semiquantitative Abschätzung nur über Videoaufzeichnungen, Taucherbeobachtungen und einigen Magenuntersuchungen an Wildfischen möglich. Für die Modellrechnungen in dieser Arbeit wurde ein Futterverlust von 5 % angenommen. Zur Verbesserung der Modellrechnungen und einer wirklichkeitsnahen Abschätzung der organischen Belastung durch diese Verluste müssen geeignete Untersuchungsmethoden zur Erfassung der Futterverluste entwickelt werden, die je nach Betriebssystem und Anlagengröße genauere Werte vor Ort ermitteln. Hier sind vor allem methodische Probleme zu lösen, um diese Untersuchungen an Großanlagen ($\approx 1000 \text{ t}$ Jahresproduktion) durchzuführen, da Käfigflotillen ganz unterschiedlich betrieben werden.

Ein weiterer Aspekt, der bei Futtermitteln berücksichtigt werden muß, ist der **Abrieb**. Dieser kommt hauptsächlich durch den Transport des Futters von der Futtermittelindustrie zu den Anlagen zustande. Bei den Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Abrieb in Höhe von 2 % bestimmt. Der Abrieb wird von den Lachsen nicht aufgenommen und somit auch in die Umwelt eingetragen.

Der **Wegfraß von Futter durch freilebende Fische** ist ebenfalls ein wichtiger Faktor zur Bewertung der organischen Belastung am Standort. Mehrere Autoren haben dieses Problem erwähnt (ANGEL *et al.* 1995; GOWEN 1988) aber kaum untersucht. Für eine realistische Modellierung der partikulären Feststoffracht (Pellets) ist es nötig, die

Größenordnung am Wegfraß genau zu kennen (GOWEN *et al.* 1988). In dieser Arbeit wurde erstmals versucht, eine Abschätzung des Wegfraßes von Futter bei Käfiganlagen zu ermitteln und die Befunde in die Simulation einzubeziehen. Es müssen weitere Untersuchungen an mehreren Anlagen in Chile gemacht werden, um diese standortabhängige Einflußgröße realistischer einschätzen zu können.

Der Wegfraß von Verlustfutter durch freilebende Fische kann die Sedimentationsraten erheblich und damit die organische Belastung des Sediments unterhalb von Käfiganlagen beeinflussen. Bisher gibt es nur semi-quantitative Daten über die realen Wegfraßraten. Hier besteht Forschungsbedarf, da eine realistische Abschätzung der Tragfähigkeit eines Standortes für die Käfighaltung von Salmoniden im Rahmen von Genehmigungsverfahren als wichtige Voraussetzung für die Bewertung der Umweltverträglichkeit ist, damit eine nachhaltige Entwicklung unter größtmöglicher Konkurrenzfähigkeit des Betriebes angestrebt werden muß.

Weiterhin ist zu bedenken, daß auch zahlreiche Faeces-Partikel nicht den Modellannahmen entsprechend sedimentieren. Gewisse Anteile werden sich überhaupt nicht absetzen und in Schwebelag bleiben, bzw. mit den Strömungen über lange Strecken verfrachtet werden. Diese Anteile sind nicht quantitativ bekannt. Es wäre nicht nur für die Beurteilung der standortspezifischen Umweltbelastung, sondern auch für die Abschätzung der Belastung in einem größeren hydrographischen Regime (z.B. ein Fjordsystem), in dem sich mehrere Anlagen befinden, von Interesse, diese Verfrachtungen zu kennen, damit die Gesamteinschätzung der von mehreren Anlagen ausgehenden Umweltbelastungen verbessert werden kann. Es ist deshalb zu fordern, daß *in-situ*-Untersuchungen zum Verhalten dieser Partikelfractionen durchgeführt werden.

Bei einem Futterverlust von 5 % und einem mittleren Pelletverlust von 115 kg d⁻¹ (für den Zeitraum Januar 1991 bis April 1992) werden 60 bis 68 % von Wildfischen gefressen. Es ist durchaus denkbar, daß sich die Fische nicht immer am selben Ort aufhalten, so daß nicht unbedingt dieselben Fische bei beiden Fütterungen täglich am Wegfraß partizipiert haben müssen. Dieser Umstand könnte zur Unterschätzung des Wegfraßpotentials geführt haben. Die Abschätzung des täglichen Wegfraßes (60-68 %), wurde in den Modellrechnungen auf 50 % gesetzt, um diese Einflußgröße auf keinen Fall überzubewerten und ein "worst case scenario" der Sedimentationsfrachten zu simulieren.

Genauere Untersuchungen des Verbleibes der Pelletverluste auf dem Meeresboden müssen jeweils lokal durchgeführt werden. Untersuchungen zur Stabilität der Pellets haben gezeigt, daß diese lange genug auf dem Meeresboden verbleiben können, um von

freilebenden Fischen sowohl in der Wassersäule als auch vom Boden aufgenommen werden zu können. Unterwasser-Videountersuchungen unter beiden Anlagen haben gezeigt, daß die Fische auf dem Boden unter den Anlagen gezielt nach Futter suchen. Es wurden in dieser Untersuchung weder bei Taucherbeobachtungen noch in Unterwasservideoaufzeichnungen Pellets auf dem Meeresboden gesichtet.

Die **Verdriftungsform** organischer Feststoffe auf dem Meeresboden und die Sedimentationsrate hängen hauptsächlich von der Konfiguration der Anlage und ihrer Größe (Fläche aller Netzkäfige und Biomasse der Fische) ab. Sie werden sowohl von der lokalen Hydrographie (Strömungsgeschwindigkeiten und Richtungen) beeinflusst als auch von der Verankerungsrichtung der Flotille in bezug auf die vorherrschende Strömung, die Wassertiefe (Topographie unter und im Umfeld der Anlage), und die Sinkgeschwindigkeiten der Partikel (Pellets und Faeces).

Vergleich des konventionellen mit dem modifizierten Sedimentationsmodell

Das konventionelle Modell wurde an mehreren Anlagen auf seine Anwendbarkeit hin getestet (GOWEN *et al.* 1988). Diese Tests ergaben gute Ergebnisse bei der Modellierung der Dispersion und der Sedimentationsrate der organischen Feststofffracht auf dem Meeresboden unter und in der Nähe der Anlagen. Dies galt jedoch nur für Anlagen an solchen Standorten, an denen die Strömungsgeschwindigkeiten nicht zu hoch waren und eine Resuspension von sedimentierten Stoffen nicht anzunehmen war. Des weiteren galt das Modell nur für Standorte, an denen die Bodenneigung unter den Anlagen vernachlässigbar und das Bodenrelief weitgehend eben war.

Die Berücksichtigung eines Strömungsprofils (Abnahme der Strömung mit der Tiefe) und der Bodentopographie im Umfeld der Anlage könnte eine realistischere Vorhersage der Dispersion und der Sedimentationsraten der organischen Stoffe auf dem Meeresboden auch bei solchen Käfiganlagen ermöglichen, für die dies auf Grund der starken Neigung des Bodens bisher nicht ohne erhebliche Fehleinschätzungen möglich war. CRANSTON (1994), FINDLAY & WATLING (1994), GOWEN *et al.* (1994) und SILVERT (1994 a, 1995) diskutieren einige der in dieser Arbeit erstmals durchgeführten Modellmodifikationen. Bei geringer topographischer Neigung des Bodens und einem vernachlässigbaren vertikalen Strömungsgradienten bringt das modifizierte Modell im Vergleich zum konventionellen Modell hinsichtlich der Verdriftung der Feststoffe nur geringe Vorteile. In diesem Fall kann also die zu erwartende Sedimentationsfracht mit erheblich geringerem Aufwand unter Verwendung des herkömmlichen Modells berechnet werden. Allerdings sind diese Bedingungen nur an relativ wenigen Standorten

erfüllt, so daß das hier vorgestellte modifizierte Modell mit seinen Optionen für eine weite Anwendung empfohlen werden kann.

Für das Anlagenmanagement und die Umweltschutzbehörden ist eine exakte Berechnung der maximalen Sedimentationsrate unter und im näheren Umfeld der Anlagen wichtig. In dieser Hinsicht sind die Berechnungen des modifizierten Modells unter Einbeziehung der Bodentopographie, des Strömungsprofils, der Partikelfractionen etc. erheblich präziser als die des konventionellen Modells. Die Beispiele in dieser Arbeit zeigen, daß die simulierten Sedimentationsraten des modifizierten Modells unter den Teilanlagen höher liegen als die des konventionellen Modells (Abb. 64). Danach berechnet das modifizierte Modell eine höhere Sedimentationsrate direkt unter der Anlage und geringere Unterschiede der Sedimentationen zu den Randbereichen hin. Die gestrichelte Linie zeigt den relativen Unterschied, der im Zentralbereich der Belastung gering ist, im Randbereich aber erheblich zunimmt. Dies kann eine wichtige Bedeutung in ökologisch sensiblen Gebieten haben.

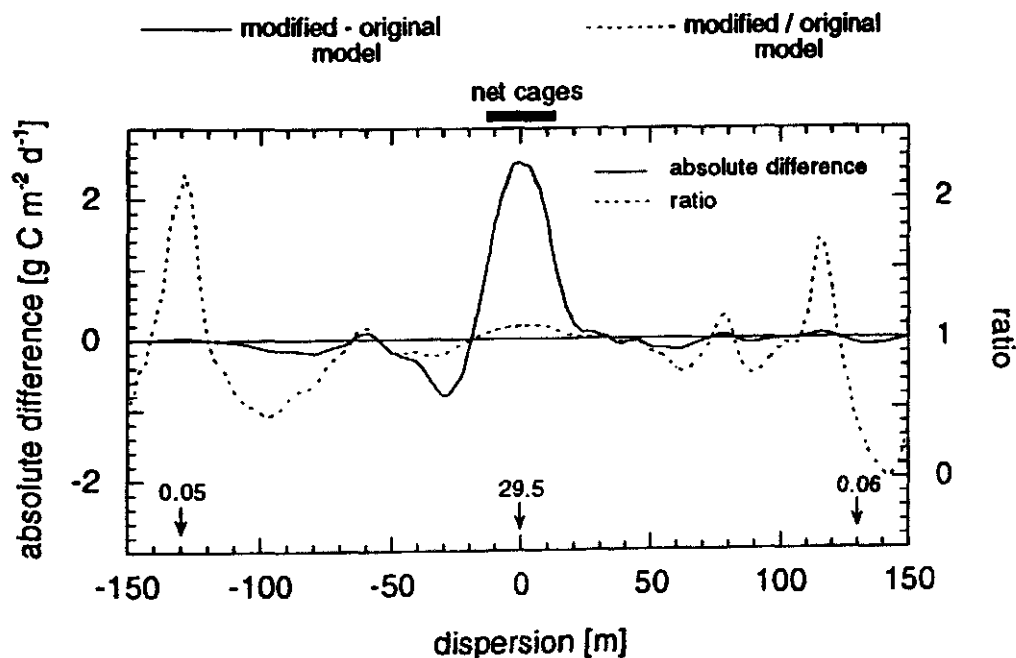


Abb. 64: Absoluter und relativer Unterschied der Sedimentationsraten zwischen dem konventionellen Modell und dem modifizierten Modell anhand der Simulationsergebnisse bei Verwendung des Strömungsdatensatzes der Verankerung "T1". Querschnitt auf dem Transekt der Sedimentproben unter der Teilanlage I in Terao. An drei Positionen der Innenseite der X-Achse werden die absoluten Sedimentationswerte ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) des modifizierten Modells angegeben. Der oben in der Mitte positionierte schwarze Balken repräsentiert den Querschnitt der Käfiganlage.

Es wird vermutet, daß die Leistungsfähigkeit der Anlage (Produktionskapazität und nachhaltige Verwendung der Anlage) mit der organischen Belastung des Meeresbodens zusammenhängt, besonders wenn die Belastung so groß ist, daß es zur Gasbildung kommt (BRAATEN *et al.* 1983; Black *et al.* 1994; Black *et al.* im Druck). Dort, wo es möglich ist, Grenzwerte der Kohlenstoffbelastung eines Sedimentes zu definieren (beispielsweise als Umschlagpunkt von aeroben zu anaeroben Prozessen, zum Ausgasen von H_2S , zur Entwicklung von Bakterienmatten etc.), kann das Modell das Anlagenmanagement in die Lage versetzen, diesen Schwellenwert besser zu bestimmen und unter Auflage einer gewissen Sicherheitsmarge die nachhaltige Nutzung des Standortes zu gewährleisten.

Vergleich der modellierten Sedimentation mit dem organischen Gehalt am Meeresboden und den Sedimentfallenergebnissen

Obwohl der gemessene organische Gehalt am Meeresboden unter den Käfiganlagen um eine Größenordnung unter dem nach dem Modell zu erwartenden Wert lag, ist dennoch die räumliche Verteilung der organischen Fracht durch das Modell genau wiedergegeben (Abb. 53-54) worden. Die Diskrepanz liegt vermutlich am Austrag organischen Materials durch demersale Organismen sowie Resuspensions- und Transportereignisse.

Um die Ergebnisse der Sedimentationsfracht der Modellrechnungen stichprobenartig zu überprüfen, wurden Sedimentfallen eingesetzt. Die Sedimentation konnte somit durch einen weiteren methodischen Ansatz bestimmt werden. Andere Untersuchungen zeigten Sedimentationsraten von 6 bis $296 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bei Netzkäfiganlagen (GOWEN *et al.* 1988; KUPKA HANSEN *et al.* 1991). Die verschiedenen Sedimentationsraten zwischen den Untersuchungen treten nicht nur auf Grund der unterschiedlichen Sedimentationsraten, sondern auch wegen der verschiedenen Sedimentfallenformen und deren Positionierung unter der Anlage auf (KUPKA HANSEN *et al.* 1991). Dies erschwert den Vergleich zwischen verschiedenen Anlagen. KUPKA HANSEN *et al.* (1991) berichten von geringen Akkumulationen auf dem Meeresboden bei Sedimentationsraten unter $25 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und von markanten Akkumulationen bei $35 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Bei Terao fand kaum eine Akkumulation statt (ca. 1 cm Auflageschicht), obwohl eine Sedimentationsrate von $35.8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ gemessen wurde.

Sedimentfallen unterschätzen nach HÅKANSON & JANSSON (1983), BUTMAN (1989) und LEE (1991) die tatsächliche Sedimentation, da Ausschwemmen ("leaching"), Weg-

fraß durch pelagische Organismen und Turbulenzen das Material in den Fallen verringert.

Zukunftsperspektive für Dispersionsmodellierung

Diese Arbeit hat gezeigt, daß Erweiterungen des konventionellen Modells (GOWEN *et al.* 1987; GOWEN *et al.* 1988) durch Einbeziehung einer Reihe physikalischer Faktoren, die einen wichtigen Einfluß auf die Dispersion der organischen Feststoffe unter Käfiganlagen haben, zur verbesserten Vorhersage der Sedimentationsmuster- und -raten führen kann. Bewertet man die untersuchten Modellmodifikationen, so sind Bodentopographie, vertikale und horizontale Strömungsänderung sowie die Einbeziehung mehrerer Fäcesfraktionen die wichtigsten Faktoren, um an die reale Situation besser angepaßte Simulationsergebnisse zu erzielen. Die Bedeutung der einzelnen Faktoren und ihr Einfluß auf die Dispersion aber auch stark von den standortspezifischen Bedingungen ab.

Die Modellrechnungen haben gezeigt, daß die Unterschiede der Dispersionsentfernungen (zur Käfiganlage) der organischen Feststoffracht zwischen dem konventionellen und dem modifizierten Modell nicht groß sind. Dies trifft zumindest bei den untersuchten Anlagen in Chile mit geringen Bodengefällen (3° in Terao, 6° in Lincay). Bei einem steileren Bodengefälle kann sich jedoch ein markanter Unterschied zeigen. Deutliche Differenzen zwischen den Sedimentationsraten zeigen sich jedoch direkt unter der Käfiganlage, mit höheren Sedimentationsraten (18-20 % unter der Teilanlage Lincay; etwa 7 % unter der Teilanlage Terao) bei Verwendung des modifizierten Modells. Das modifizierte Modell sollte anhand mehrerer Datensätze aus extremen und komplexen Situationen (Bodentopographie, Strömungsänderungen) gegen das konventionelle Modell im Detail getestet werden, um die Zuverlässigkeit der Schätzungen zu verifizieren.

Aus Sicht des Umweltschutzes ist es wünschenswert, die Tragfähigkeit eines Gewässers ("*holding capacity*"), in ähnlicher Weise wie es für die partikuläre organische Belastung in dieser Arbeit geschehen ist, prospektiv zu simulieren. Im Jahr 1987 wurde in Norwegen das regional angepaßte LENKA-Programm entwickelt (KRYVI *et al.* 1991). Mit der Zeit wurden einfache Berechnungsmethoden zur Abschätzung der "*holding capacity*" durch komplexe mathematische, an die norwegischen Fjordsysteme angepaßte Algorithmen, ersetzt (AURE & STIGEBRANDT 1990). Eine Fortsetzung zu diesem Programm ist das anlagenspezifische MOM- (Modelling-Ongrowing fish farms - Monitoring) Modell (ERVIK & KUPKA HANSEN 1994), das sich z.Z. in der Entwicklungs- und

Testphase befindet. Das MOM-Modell bedient sich mehrerer Module, die verschiedene Teilprozesse getrennt berechnen, aber in eine übergeordnete Bewertung einfließen (Abb. 65). Insgesamt sind für das anlagenspezifische Management vier Teilmodule vorgesehen:

- Ein "Fisch-Modul", zur Berechnung des Wachstums der Fische und der Menge an gelösten und partikulären Ausscheidungsprodukten, des Sauerstoffverbrauchs unter Berücksichtigung der Futteraufnahme und Futterzusammensetzung, Fischgröße, Biomasse und Wassertemperatur;
- Ein "Dispersions-Modul", zur Berechnung der Verteilung und Sedimentationsraten der Feststofffracht (Futterverluste und Faeces) auf dem Meeresboden in bezug auf Anlagendesign, Wassertiefe und Wasserströmungen. Dies entspricht weitgehend dem in dieser Arbeit vorgestellten Modell;
- Ein "Sediment-Modul", das die Prozesse der Remineralisierung und Akkumulation von organischen Stoffen beinhaltet, die die benthische Gemeinschaft betreffen;
- Ein "Wasserqualitäts-Modul", das die Sauerstoff- und Nährstoffdaten des Wasserkörpers unter Berücksichtigung der Primärproduktion, der Respiration der gehaltenen Fische und der Strömungsbedingungen simuliert.

Ein derartiges System muß durch ein geeignetes Monitoring begleitet werden. Unter diesen Voraussetzungen kann die Fischzucht ökologisch verträglich und nachhaltig durchgeführt werden.

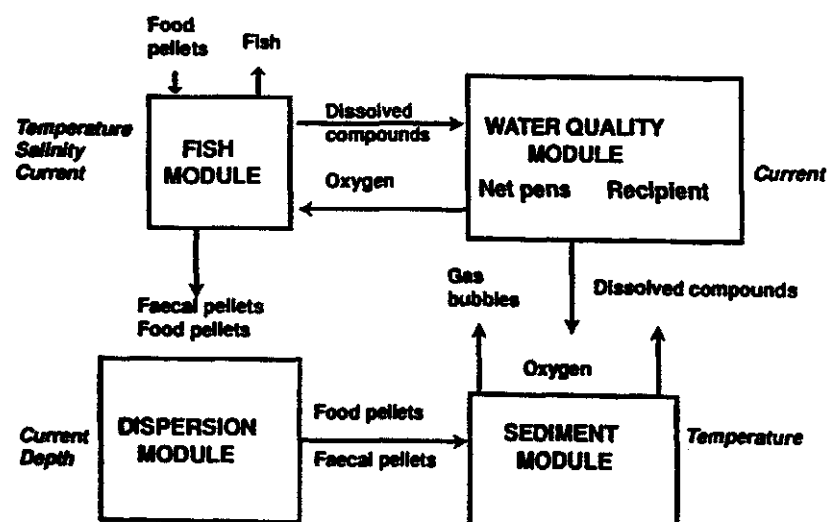


Abb. 65: Flußdiagramm des MOM-Modells zur Darstellung der Verbindungen zwischen den vier Modulen, den Einträgen in jedes Modul und die beeinflussenden Faktoren.

5.3 Nährstoffbilanz und Analyse der Futtermittel

Bei der Nährstoffbilanz über die C-, N- und P-Gehalte des Futters und die Aufnahme im Fisch sind die körperspezifischen Gehalte nach PENCZAK *et al.* (1982) verwendet worden. Man könnte einwenden, daß diese an Forellen und nicht an Lachsen sowie in einem anderen Temperaturregime erarbeitet wurden. Im Vergleich zu anderen, weniger vollständigen Bilanzierungen, insbesondere der Körperzusammensetzung, werden die C-, N- und P-Werte nach PENCZAK *et al.* (1982) allgemein als Minimumschätzung interpretiert. Diese Werte stimmen sehr gut mit denen von GOWEN *et al.* (1988) überein, der an Lachsen gearbeitet hat. Nach HALL *et al.* (1990) (in Anlehnung an PERSSON 1986) müssen höhere Aufnahmewerte für den Kohlenstoff eingesetzt werden, so daß in der Gesamtbilanz weniger in die Umwelt gelangen würde. Trotzdem sind die Daten von PENCZAK *et al.* (1982) verwendet worden, da man bei den Modellrechnungen stets das "worst-case-scenario" bestimmen sollte und aus Gründen des Umweltschutzes eher eine Überschätzung der Belastung als Grundlage für eine Eintragslimitierung verwenden sollte.

Energiedichte und Stickstoffumsatz

Man kann davon ausgehen, daß das verwendete Futter in naher Zukunft ähnlich wie in Norwegen und Dänemark auf höhere Energiedichten mit leicht verringertem Rohproteinanteil und höherem Fettgehalt (höhere Energiedichte) ausgerichtet wird (z.B. Rohproteingehalte um 40-45%; Energiedichte um 21 MJ kg⁻¹ und höher (ACKEFORS & ENELL 1994)). Das bedeutet, daß die ermittelten Nahrungskonversionsdaten für den Stickstoffanteil verbessert werden und die berechneten Ausscheidungsdaten für künftige Betrachtungen der Umweltbelastung als Überschätzungen angesehen werden können TALBOT & HOLE (1994). Damit entspricht die Einschätzung der Belastungswerte in dieser Arbeit den Forderungen der GESAMP (1994) Empfehlungen, bei der Anwendung von Modellrechnungen stets ein "worst-case-scenario" anzunehmen.

In Europa wird Hochenergiefutter verwendet, das langsam sinkt und wenig Abrieb hat, während in Chile i.d.R. Pelletfütterung von Hand erfolgt (HARDY & CASTRO 1994). Die Verwendung von Hochenergiefutter ist zwar weniger belastend für die Umwelt, weil es weniger Abrieb hat und langsamer sinkt als Pelletfutter, dies kann durch die kontrollierte Handfütterung, bei der die Futtermittelverluste geringer sind ausgeglichen werden.

5.4 Einfluß der Umwelt auf das Wachstum der Lachse

Es ist erstaunlich, daß wissenschaftlich gesicherte Wachstumsdaten für Lachse in den Größenklassen über 0.5 kg Körpergewicht trotz der weltweit stark expandierenden Aquakultur dieser Arten kaum zur Verfügung stehen (WHATHNE *et al.* 1995). Dies erklärt sich jedoch aus der Tatsache, daß kommerzielle Betriebe u.a. nicht das Personal und die technischen Voraussetzungen haben, um vollständige Zählungen und repräsentative Stichproben zur Bestimmung des mittleren Stückgewichtes vornehmen zu können. Weiterhin sind einzelne Kohorten schon deshalb im Wachstum selten quantitativ verfolgt worden, weil häufige Sortierungen immer wieder die Populationen einzelner Käfige neu zusammenführen, Vorwüchser herausgefangen und verkauft werden und damit aus der Wachstumskalkulation sowie aus der weiteren Kohortenverfolgung herausfallen.

Es war daher ein glücklicher Umstand, daß in den untersuchten Anlagen in einigen Käfigen größere Fische über mehrere Monate nicht sortiert, und darüber hinaus auch alle im Käfig befindlichen Fische gezählt und repräsentative Stichproben gewogen wurden. Danach war es wenigstens für einen gewissen Zeitraum möglich, größere Gewichtsklassen in ihrer Wachstumsleistung standortbezogen zu verfolgen und zu prüfen, ob die Lage einzelner Käfige Einfluß auf die Wachstumsleistung hat.

Die spezifischen Wachstumsparameter zeigen kaum standortbedingte Unterschiede. Dies deutet zumindest an, daß ein weiter Toleranzbereich gegenüber den standortspezifischen Umweltbedingungen besteht, der keinen Einfluß auf den Stoffumsatz in Großanlagen ausübt. Es muß auch bedacht werden, daß ein einheitliches Anlagenmanagement zu vergleichbaren Ergebnissen führen kann. Beide Anlagen gehören zu einem Betrieb. Es ist sogar zu vermuten, daß das Management größeren Einfluß auf den erzielten Biomasseertrag hat als relativ geringfügig unterschiedliche Umweltbedingungen. Dies ist anders zu beurteilen, wenn es um die Nahrungskonversion geht. Hier zeigt sich durchaus auch bei gleichem Management ein Unterschied zwischen den Standorten, der wahrscheinlich den unterschiedlichen Standortbedingungen zuzuordnen ist.

Bei Wachstumsversuchen unter verschiedenen Sauerstoffbedingungen hat u.a. WIPPENBECK (1995) bei juvenilen Dorschen schlechtere Wachstumsraten bei geringerem Sauerstoffgehalt im Wasser ermittelt. In der vorliegenden Arbeit wurde untersucht, ob Eckkäfige einer Teilanlage auf Grund ihrer Exposition günstigeres Wachstum der Lachse zulassen, weil dort bessere Umweltbedingungen (Temperatur, Sauerstoff, Ausscheidungsprodukte, Strömung) herrschen als in Käfigen, die sich in einer mittleren

Position befinden. Diese Hypothese ließ sich in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigen.

Nachfolgend sollen die möglichen Auswirkungen verschiedener physikalisch-chemischer Umweltfaktoren getrennt betrachtet werden.

Temperatur

Die Meßreihen zeigten nur geringfügige Unterschiede der Temperaturen in den verschiedenen Tiefenhorizonten (3 und 8 m) innerhalb der Käfige (siehe Abb. 32 (a) für Lincay ca. 0.2 °C, Abb. 33 (a) für Terao ca. 0.3 °C). Diese Unterschiede resultierten teilweise aus dem Schwimmverhalten der Fische, die die Wasserkörper unterschiedlicher Temperatur durch ihre Bewegung durchmischten. Eine geringfügige Temperaturschichtung, die mitten durch die Anlagen geht, ist vor allem bei ruhigen Sommerwetterlagen meßbar (Abb. 34). Die Situation in Abb. 34 stellt jedoch mit 2 °C Temperaturdifferenz im Käfigbereich eher eine kurzfristige Ausnahme dar. Obwohl die Temperaturdifferenzen ansonsten gering erscheinen, können sie sich erheblich auf den Stoffumsatz und damit auf die Effizienz des Anlagenbetriebes auswirken, da die Futtermengenzumessung nicht nur nach der Fischbiomasse, sondern auch nach der gemessenen Tagestemperatur erfolgt. Wird die Temperatur lediglich im Oberflächenwasser gemessen und halten sich die Fische teilweise im kühleren Tiefenwasser des Käfigs auf, so ist damit zu rechnen, daß eine Überdosierung der Futtergaben erfolgt, da ein zu hoher Stoffwechsel erwartet wird. Dieser Effizienzverlust mündet nicht nur in geringerer Wirtschaftlichkeit, sondern auch in erhöhter Umweltbelastung durch nicht optimalen Stoffumsatz. Wie diese Studie belegt, stellen derartige Betriebssituationen für die untersuchten Standorte die Ausnahme dar und sind typisch in Fjordgebieten mit hohen Ausgangsschwellen und deutlicher Trennung zwischen salzärmeren Oberflächenschichten und salzreicherem Tiefenwasser (z.B. Norwegen).

Da sowohl betriebstechnisch als auch aus Gründen des Umweltschutzes derartige Schichtungen in den Sommermonaten große Bedeutung haben, wurden diese an den Standorten mituntersucht. Vergleicht man die Daten der Kontrollstation mit denen, die direkt in den Käfigen genommen wurden, so gibt es Indizien, die darauf schließen lassen, daß die Käfiganlagen und möglicherweise die Schwimmaktivität der Fische Turbulenzen erzeugen, die eine stärkere Mischung der leicht geschichteten Wasserkörper innerhalb der Käfige verursachen und somit die Temperaturübergangszone verwischen. Durch das Einmischen kälteren Tiefenwassers jedoch sinkt das Temperaturniveau insgesamt gegenüber den Vergleichsprofilen an den Kontrollstationen. Es ist daher für eine

Optimierung der temperaturabhängigen Futterdosierung stets empfehlenswert, die Temperatur in den Käfigmitten und in mittleren Tiefen zu bestimmen.

Sauerstoff

Die Trends der Sauerstoffkurven sind im wesentlichen in beiden Anlagen gleich, wobei im Februar ein deutlich stärkerer Abfall an der Anlage Lincay beobachtet wurde und die Werte bei Terao im Untersuchungszeitraum (Januar bis Mai 1992) immer etwas höher lagen (s. Abb. 29). In den Sommermonaten (Januar, Februar) wurden höhere Werte an der Anlage Terao als an der Anlage Lincay registriert. Im gleichen Zeitraum wurden Algenblüten in Terao aber nicht in Lincay beobachtet. Trotzdem waren bei beiden Anlagen gute Sauerstoffwerte, zu registrieren und die Trends der Wachstumskurven beider Anlagen stimmten überein.

Terao zeigte im Zeitraum Januar 1991 bis April 1992 eine leicht erhöhte Wachstumsleistung (etwa 5 %) des Besatzes in der gesamten Anlage (Abb. 50). Etwa in der Zeit von Oktober 1991 bis April 1992 wurden in den meisten Käfigen regelmäßig Sortierungen der Fische vorgenommen, so daß die Verfolgung einzelner Kohorten nicht möglich war. Daher konnten für diesen Zeitraum keine statistischen Analysen durchgeführt werden. Die Analysen (ANCOVA) für einzelne Kohorten aus dem Zeitraum Februar bis Juni 1991 (s. auch unten) weisen aber darauf hin, daß die Sauerstoffwerte keinen erheblichen Einfluß auf die Wachstumsraten hatten. Auch der ANCOVA-Test der Gesamtanlagen für den Zeitraum Februar bis Mai zeigt keinen signifikanten Unterschied im Wachstum ($p = 0.4$).

Im Untersuchungszeitraum, in dem mehr Sortierungen durchgeführt wurden (etwa ab Juli), waren die Fische einem größeren Streß ausgesetzt, was sich in unterschiedlichem Wachstum manifestiert haben könnte. Die Wachstumsleistung der Anlage Lincay war ab November etwas geringer als die in Terao, was mit der Sterblichkeit korreliert war. Die geringere Wachstumsleistung der Fische in der Anlage Lincay war nicht auf die Zweite Sterblichkeitsphase (Angriff von Seelöwen) zurückzuführen, sondern durch andere nicht bekannte Ursachen zu erklären.

Ausscheidungsprodukte

An den Eckkäfigen ist mit weniger Ausscheidungsprodukten in der Wassersäule zu rechnen als bei mittleren Käfigen, weil sie strömungsexponierter sind und metabolische Stoffwechselprodukte schneller und besser vermischt werden können. In mittleren

Käfigen konzentriert sich beispielsweise der Ammoniumgehalt wahrscheinlich durch die Ausscheidungsprodukte der Fische aus angrenzenden Käfigen.

Strömung

Es stand zu vermuten, daß die Strömungsbedingungen in den Eckkäfigen einen positiven Einfluß auf den Besatz haben würden, weil Sedimentationswolken (Pellets, organische Feststofffracht) verdriftet werden und nicht direkt unter dem Käfig zu liegen kommen. Dieser positive Einfluß konnte nicht bestätigt werden. Vergleicht man jedoch die einzelnen Teilanlagen, so ist die Teilanlage III (Lincay) signifikant unterschiedlich (Tab. 10). Bei der statistischen Auswertung sollte jedoch berücksichtigt werden, daß lediglich drei Replikate in die Analyse eingegangen sind und das Ergebnis daher mit einer Unsicherheit behaftet ist. Alle Teilanlagen wurden gleich gehandhabt (ein Unternehmen, gleiches Management), sie zeigten gleichen Bewuchs und gleiche Umweltbedingungen. Ein wesentlicher Unterschied liegt in der Tiefe (I = 20 m, II = 30 m III = 40m). Die Besatzfische der Teilanlage III zeigen schnelleres Wachstum. Hier ist die Strömung höher als bei den anderen Anlagen (Beobachtung der Mitarbeiter), was möglicherweise für eine geringere Nährstoffbelastung der unter der Anlage befindlichen Wassersäule und des Bodens sorgt. Die Teilanlage III zeigt wahrscheinlich konstantere Bedingungen, im Strömungsmuster, auch Tidenwellen werden sich hier geringer auswirken als bei Teilanlagen, die über flacheren Gebieten liegen.

Dauerhaftes Schwimmen bei mäßigen Geschwindigkeiten ermöglicht ein erhöhtes Wachstum und eine verbesserte FVE (FutterVerwertungsEffizienz) bei Salmoniden. Niedrigere Zuwachsraten und eine schlechtere FVE wurden bei Fischen beobachtet, die entweder in stehenden Gewässern oder bei hohen Schwimmgeschwindigkeiten (> 2 Körperlängen pro Sekunde) gehalten wurden (JOBLING *et al.* 1993 a). Die reduzierte spezifische Wachstumsrate und schlechtere FVE, die bei Fischen in hohen Strömungsgeschwindigkeiten beobachtet wurden, können durch den erhöhten Energieverbrauch verursacht sein, der beim Dauerschwimmen gegen diese hohen Strömungen eingesetzt werden muß (BRETT 1972; BEAMISH 1978).

"Trainierte" Salmoniden wachsen schneller und nutzen die aufgenommene Nahrung besser als Salmoniden die in stehendem Wasser aufgezogen werden (KUIPERS 1982). Außerdem ist die Aufnahme des Futterangebotes zwischen "trainierten" Fische in einer Gruppe homogener verteilt, was zu einer größeren Homogenität der Wachstumsraten und somit zu gleichmäßigeren Fischgrößen am Ende der Mastperiode führt. Salmoniden in Fließgewässern richten sich zur Strömung aus und halten ihre Stellung, indem sie

gegen die Wasserströmung schwimmen. Sie zeigen ein synchronisiertes Verhalten und bilden Schwärme (LEON 1986; EAST & MAGNAN 1987; CHRISTIANSEN & JOBLING 1990; CHRISTIANSEN *et al.* 1991b). EAST & MAGNAN (1987), CHRISTIANSEN & JOBLING (1990), JØRGENSEN & JOBLING (1993) haben festgestellt, daß Salmoniden in Fließgewässern geringere Aggression zeigen als in stehenden Gewässern. Die Abnahme der Aggression bei Salmoniden, die in fließenden Gewässern gehalten werden, kann zu einer kleineren Anzahl an Verletzungen (z.B. Flossenverletzungen) führen, so daß "trainierte" Fische möglicherweise weniger krankheitsanfällig sind als "untrainierte" Fische.

Ständiges Schwimmen bei mäßigen Geschwindigkeiten bewirkt bei Salmoniden eine Reihe physiologischer Änderungen, wie z.B. Verringerung des Sauerstoffverbrauchs, effizientere Schwimmweisen (BESNER & SMITH 1983; WOODWARD & SMITH 1985; DAVISON 1989) und erhöhte aerobische Leistungen (DAVIE *et al.* 1986). Diese Merkmale verdeutlichen die Vorteile, die zu erwarten sind, wenn Salmoniden bei mäßigen Schwimgeschwindigkeiten aufgezogen werden. Die in der Literatur beschriebenen Wachstumsuntersuchungen wurden jedoch meistens mit juvenilen Fischen und in Versuchsanlagen (z.B. Rundbecken) durchgeführt. Eine Untersuchung von WATHNE *et al.* (1995), die sich mit atlantischen Lachsen (Anfangsgewicht 860 g) über einen Zeitraum von acht Monaten und bei zwei unterschiedlichen Strömungsbedingungen (8 und 30 cm s⁻¹) befaßt haben, zeigte, daß die Fische, die bei der höheren Strömungsgeschwindigkeit gehalten wurden 11 % langsamer gewachsen sind als die Versuchsgruppe, die in der niedrigeren Strömung aufgezogen wurde. Allerdings wurden auch diese Versuche in Rundbecken durchgeführt. Vergleichbare Ergebnisse sind bisher nicht für adulte Lachse beschrieben worden. WATHNE *et al.* (1995) gehen davon aus, daß Strömungsgeschwindigkeiten in Höhe von 30 cm s⁻¹ den Fischen zu viel Energie abverlangen. Somit gibt es keinen Energieüberschuß für ein Wachstum. Optimale Schwimgeschwindigkeiten für adulte atlantische Lachse sind noch nicht bestimmt. Grundsätzlich beinhalten Laborexperimente ein Risiko von Artefakten, die eine Übertragung der Ergebnisse auf Feldbedingungen erschweren oder sogar ausschließen.

Ausblick

Die vorliegenden Analysen können nur einen Trend der Wachstumsleistung darstellen. Sie müßten mehrmals (mit mehr Replikaten) wiederholt werden, um gesicherte Aussagen darüber machen zu können, ob sich die Position eines Käfigs innerhalb einer Flottille sich auf die Wachstumsleistung einzelner Kohorten auswirken kann. Kenntnisse hierüber wären für das Anlagenmanagement sehr wichtig, da dies Konsequenzen für die

Besatzstrategie hätte: kleinere Fische mit hohem Metabolismus oder Rassen, die sensibel auf eine Umweltbelastung reagieren, wären dann in die exponierten - und mit hohem Wasseraustausch versorgten - Eckkäfige zu setzen, damit die Wachstumsleistung der gesamten Käfiganlage gleichmäßiger verläuft und damit auch die Vermarktungsstrategie einfacher ausgelegt werden kann. Es müßten Kohorten über längere Zeiträume untersucht werden können. Darüber hinaus müßten die Fische markiert werden. Dadurch könnten individuelle Gewichtszunahmen verfolgt werden, was die Trennschärfe des statistischen Tests (ANCOVA) erhöht.

Dies ist jedoch nicht möglich, da die Anlagen kommerziell betrieben werden und ein Umsetzen bzw. Sortieren der Fische für die Betreiber unerlässlich ist, um gute Mastergebnisse zu erzielen.

6 Literatur

- ABBOTT, J. C.; DILL, L. M.; 1989: The relative growth of dominant and subordinate juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*) fed equal rations. *Behaviour* **108**, 104-113.
- ACHURRA, L.-M.; 1992: Gran impulso a la salmonicultura chilena. *Chile-Pesq.* **71**, 21-25.
- ACKEFORS, H.; ENELL, M.; 1990: Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio* **19**, 28-35.
- ACKEFORS, H.; ENELL, M.; 1994: The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *J. Appl. Ichthyol.* **10**, 225-241.
- ALVARADO, V.; SCHÄFER, J. W.; ENRIQUEZ, R.; MONRAS, M.; 1990: Salmonicultura en Chile, estado actual, proyecciones y estado sanitario. *Medio Ambiente* **11**, 9-14.
- ALVIAL, A. L.; 1991: Aquaculture in Chilean enclosed coastal seas. Management and prospects. *Mar. Poll. Bull.* **23**, 789-792.
- ANGEL, D. L.; KROST, P.; GORDIN, H.; 1995: Benthic implications of net cage aquaculture in the oligotrophic gulf of Aqaba. In: ROSENTHAL, H.; MOAV, B. and GORDIN, H. (eds.) Improving the knowledge base in modern aquaculture. European Aquaculture Society, Special Publication **25**, 129-173.
- AOAC, 1990: Official Methods of Analysis. Association of Official Analytical Chemists; HELRICH, K. (ed.). Arlington, Virginia, 15th edn., Vol. **1**, 684 p.
- AURE, J.; ERVIK, A. S.; JOHANNESSEN, P. J.; ORDEMANN, T.; 1988: The environmental effects of sea water fish farms. *Fisken Hav.* ISSN 0071-5638 (englische Zusammenfassung).
- AURE, J.; STIGEBRANDT, A.; 1990: Quantitative estimates of eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture* **90**, 135-156.
- BEAMISH, F. W. H.; 1978: Swimming capacity. In: HOAR, W. S.; RANDALL, D. J. (eds.) *Fish Physiology*. Academic Press, London and New York, Volume **VII**, 101-187.
- BEAMISH, F. W. H.; HOWLETT, J. C.; MEDLAND, T. E.; 1989. Impact of diet on metabolism and swimming performance in juvenile lake trout, *Salvelinus namaycush*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**, 384-388.
- BERGHEIM, A.; AABEL, J. P.; SEYMOUR, E. A.; 1991: Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations. In: C. B. COWEY and C. Y. CHO (eds.) *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the first Intern. Symp. on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*. Fish Nutrition Research Laboratory, Department of Nutritional Sciences, University of Guelph, Ontario, Canada, 117-136.
- BERGHEIM, A.; HUSTVEIT, H.; KITTELSEN, A.; SELMER-OLSEN, A. R.; 1984: Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. investigations 1980-1981. *Aquaculture* **36**, 157-168.

- BERNER, R. A.; 1971: Principles of chemical sedimentology. Mc Grave-Hill, New York, 240 p.
- BESNER, M.; SMITH, L. S.; 1983: Modification of swimming mode and stamina in two stocks of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) by differing levels of long-term continuous exercise. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 933-939.
- BLACK, K. D.; EZZI, I. A.; KIEMER, M. C. B.; WALLACE, A. J.; 1994: Preliminary evaluation of the effects of long-term periodic sublethal exposure to hydrogen sulphide on the health of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). J. Appl. Ichthyol. **10**, 362-367.
- BLACK, K.D.; KIEMER, M. C. B.; EZZI, I. A.; (in press). The relationships between hydrodynamics, the concentration of hydrogen sulphide produced by polluted sediments and fish health at several marine cage farms in Scotland and Ireland. J. Appl. Ichthyol.
- BLACKBURN, T. H.; LUND, B. Aa.; KROM, M. D.; 1988: C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. Mar. Ecol. Prog. Ser. **44**, 221-227.
- BOEUF, G.; MEDINA, A.; 1990: CHILE the promise and the problems. World Aquaculture **21**, 14-24.
- BOISCLAIR, D.; TANG, M.; 1993: Empirical analysis of the influence of swimming pattern on the net energetic cost of swimming in fishes. J. Fish Biol. **42**, 169-183.
- BRAATEN, B.; AURE, J.; ERVIK, A.; BOGE, E.; 1983: Pollution problems in Norwegian fish farming. ICES, C. M. **1983/F:26**.
- BRETT, J. R.; 1965: The relation of size to rate of oxygen consumption and sustained swimming speed of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). J. Fish. Res. Board Can. **22**, 1491-1501.
- BRETT, J. R.; 1972: The metabolic demand for oxygen in fish, particularly salmonids, and a comparison with other vertebrates. Respiration Physiology **14**, 151-170.
- BRETT, J. R.; 1979: Environmental factors and growth. In: HOAR, W. S.; RANDALL, D. J.; BRETT, J. R. (eds.) Fish Physiology. Academic Press, London and New York, Volume **VIII**, 599-675.
- BRETT, J. R.; GLASS, N. R.; 1973: Metabolic rates and critical swimming speeds of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to size and temperature. J. Fish. Res. Board Can. **30**, 379-387.
- BROWN, G. E.; BROWN, J. A.; SRIVASTAVA, R. K.; 1992: The effect of stocking density on the behaviour of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). J. Fish Biol. **41**, 955-963.
- BROWN, J. R.; GOWEN, R. J.; McLUSKY, D. S.; 1987: The effect of salmon farming on benthos of a Scottish sea loch. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. **109**, 39-51.
- BUCHANAN, J. B.; 1984: Chapter 3. Sediment Analysis. In: N. A. HOLME; A. D. McINTYRE (eds.) Methods for the study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh.

- BUTMAN, C. A.; 1989: Sediment-trap experiments on the importance of hydrodynamical processes in distributing settling invertebrate larvae in near-bottom waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **134**, 37-88.
- CAMPOS, H.; ARENAS, J.; STEFFEN, W.; 1980: Perspectivas de desarrollo de cultivo e industrialización de especies dulceacuícolas en Chile, análisis de los recursos hídricos de la décima región. CORFO, Chile AP 80-29.
- CARTER, C. G.; HOULIHAN, D. F.; MCCARTHY, I. D.; BRAFIELD, A. E.; 1992: Variation in the food intake of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.), fed singly or in groups. *Aquatic Living Resources* **5**, 225-228.
- CHRISTIANSEN, J. S.; JOBLING, M.; 1990: The behaviour and the relationship between food intake and growth of juvenile Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L., subjected to sustained exercise. *Can. J. Zool.* **68**, 2185-2191.
- CHRISTIANSEN, J. S.; JØRGENSEN, E. H.; JOBLING, M.; 1991: Oxygen consumption in relation to sustained exercise and social stress in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *The J. of Exp. Zool.* **260**, 149-156.
- CHRISTIANSEN, J. S.; RINGØ, E.; JOBLING, M.; 1989: Effects of sustained exercise on growth and body composition of first-feeding fry of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Aquaculture* **79**, 329-335.
- CHRISTIANSEN, J. S.; SVENDSEN, Y. S.; JOBLING, M.; 1992: The combined effects of stocking density and sustained exercise on the behaviour, food intake, and growth of juvenile Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *Can. J. Zool.* **70**, 115-122.
- CHRZAN, T.; 1994: Untersuchungen zur organischen Belastung und zu den Abbauprozessen im Bereich der Fischfarm in der Kieler Förde. Diplomarbeit, math. -naturwiss. Fak. Kiel, 79 p.
- CRANSTON, R.; 1994: Dissolved ammonium and sulfate gradients in surficial sediment pore water as a measure of organic carbon burial rate. In: B. T. HARGRAVE (ed.) *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. **1949**, Canada, 93-120.
- CROSS, S. F.; 1993: Oceanographic characteristics of net-cage culture sites considered optimal for minimizing environmental impacts in coastal British Columbia. Aquamatrix Research Ltd. British Columbia. B.C. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 86 p.
- DAHLBÄCK, B.; GUNNARSSON, L. Å. H.; 1981: Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* **63**, 269-275.
- DAVIE, P. S.; WELLS, R. M. G.; TETENS, V.; 1986: Effects of sustained swimming on rainbow trout muscle structure, blood oxygen transport, and lactate dehydrogenase isozymes: evidence for increased aerobic capacity of white muscle. *The J. of Exp. Zool.* **237**, 159-171.
- DAVISON, W.; 1989: Training and its effects on teleost fish. *Comp. Biochem. Physiol.* **94A**, 1-10.
- DAVISON, W.; GOLDSPIK, G.; 1977: The effect of prolonged exercise on the lateral musculature of the brown trout (*Salmo trutta*). *J. Exp. Biol.* **70**, 1-12.

- DAY, R. W.; QUINN, G. P.; 1989: Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs* **59**, 433-463.
- EAST, P.; MAGNAN, P.; 1987: The effect of locomotor activity on the growth of brook charr, *Salvelinus fontinalis* Mitchill. *Can. J. Zool.* **65**, 843-846.
- ENELL, M.; 1982: Changes in sediment dynamics caused by cage culture activities. 10th Nordic Symposium on Sediment, Tvärminne, Finland.
- ERVIK, A.; KUPKA HANSEN, P.; 1994: Case histories and new approaches to planning and modelling for Norwegian mariculture. *ICES, C. M.* **1994/F:26**, 1-8.
- FAO; 1994: FAO Fisheries Circular. Aquaculture production 1986-1992. No. **815**, Rev. 6. Rome, 206 p.
- FAO; 1995: FAO Fishery statistics 1993; Catches and Landings. Rome, Vol. **76**, 687 p.
- FENCHEL, T. M.; RIEDL, R. J.; 1970: The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. *Mar. Biol.* **7**, 255-268.
- FINDLAY, R. H.; WATLING, L.; 1994: Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: B. T. HARGRAVE (ed.) *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. **1949**, Canada, 47-78.
- FORSBERG, O. I.; 1995: Empirical investigations on growth of post-smolt Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in land-based farms. Evidence of photoperiodic influence. *Aquaculture* **133**, 235-248.
- FOX, W. P.; 1990: Modelling of particulate deposition under salmon net-pens. In: Final programmatic environmental impact statement. Fish culture in floating net-pens (technical appendices). Washington State Department of Fisheries, 115 General administration building, Olympia; WA 98504, USA.
- GESAMP; 1994: Report of the working group of environmental impacts of aquaculture (draft report, working group 31), Victoria, BC, Canada, September 6-9 1994. (mimio)
- GILLIBRAND, P. A.; TURRELL, W. R.; 1995: Modelling the environmental impact of new and existing fish farms in Scottish sea lochs. *ICES, C. M.* **1995/R:4**, 1-7.
- GONZALO, G.; 1990: A glimpse of aquaculture in Chile. *World Aquaculture* **21**, 24-27.
- GOTCEITAS, V.; GODIN, J.-G. J.; 1992: Effects of location of food delivery and social status on foraging-site selection by juvenile Atlantic salmon. *Environ. Biol. Fishes* **35**, 291-300.
- GOWEN, R. J.; 1990: An assessment of the impact of fish farming on the water column and sediment ecosystem of Irish coastal waters. A report prepared for the Department of the Marine, Dublin, 75 p.
- GOWEN, R. J.; BRADBURY, N. B.; 1987: The ecological impact of salmon farming in coastal waters: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **25**, 563-573.

- GOWEN, R. J.; BRADBURY, N. B.; BROWN, J. R.; 1989: The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. In: N. DE PAUW, E. JASPERS, H. ACKEFORS and N. WILKINS (eds.) *Aquaculture - a biotechnology in progress*. European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, 1071-1080.
- GOWEN, R. J.; BROWN, J. R.; BRADBURY, N. B.; McLUSKY, D. S.; 1988: Investigations into benthic enrichment, hypereutrophication and eutrophication associated with mariculture in Scottish coastal waters (1984 - 1988). Dept. Biological Science, The University of Stirling. ISBN 0-901636-80-0. 289 p.
- GOWEN, R. J.; McLUSKY, D.; BRADBURY, N.; BROWN, J.; 1987: The interaction between fish farming and the marine environment. Paper read at Inverness Conference.
- GOWEN, R. J.; SMYTH, D.; SILVERT, W.; 1994: Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. In: B. T. HARGRAVE (ed.) *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949, Canada, 19-30.
- GRANT, J. W. A.; KRAMER, D. L.; 1992: Temporal clumping of food arrival reduces its monopolization and defence by zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Anim. Behav.* **44**, 101-110.
- GRASSHOFF, K.; 1983: Determination of oxygen. In: K. GRASSHOFF, M. ERHARDT and K. KREMLING (eds.) *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, New York, Weinheim, 419 p.
- GREER WALKER, M.; EMERSON, L.; 1978: Sustained swimming speed and myotomal muscle function in the trout, *Salmo gairdneri*. *J. Fish Biol.* **13**, 475-481.
- HAGINO, S.; 1977. Physical properties of the pollutants. In: Japanese Society of Scientific Fisheries (ed.) *Senkai Yoshoko to Jika Osen (Shallow-Sea Aquaculture and self-Pollution)*. Suisdan-gaku Shirizu 21 (Fish. Ser. 21). Published by KOSEISHA KOSEIKAKU, 134 p., 31-41.
- HÅKANSON, L.; 1986: Fish cage culture - in which coastal environment? National Swedish Board of Fisheries, reprinted from Institute of Freshwater Research, Drottningholm **63**, 52-57.
- HÅKANSON, L.; ERVIK, A.; MÄKINEN, T.; MÖLLER, B.; 1988: Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 103 p.
- HÅKANSON, L.; JANSSON, M.; 1983: *Principles of lake sedimentology*. Springer, Berlin, 284 p.
- HÅKANSON, L.; KVARNÄS, H.; KARLSSON, B.; 1986: Coastal morphometry as regulator of water exchange-a Swedish example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **23**, 873-887.
- HALL, P.; HOLBY, O.; 1986: Environmental impact of a marine fish cage culture. ICES, C. M. 1986/F:46, 14 p.

- HALL, P. O. J.; ANDERSON, L. G.; HOLBY, O.; KOLLBERG, S.; SAMUELSSON, M.-O.; 1990: Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **61**, 61-73.
- HALL P. O. J.; HOLBY, O.; KOLLBERG, S.; SAMUELSSON M.-O.; 1992: Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **89**, 81-91.
- HANSEN, T.; STEFANSSON, S.; TARANGER, G. L.; 1992: Growth and sexual maturation in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., reared in sea cages at two different light regimes. *Aquaculture and Fisheries Management* **23**, 275-280.
- HARDY, R. W.; CASTRO, E.; 1994: Characteristics of the Chilean salmonid feed industry. *Aquaculture* **124**, 307-320.
- HARGRAVE, B. T.; 1994: A benthic enrichment index. In: B. T. HARGRAVE (ed.) *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **1949**, Canada, 79-91.
- HOLBY, O.; 1991: Biogeochemical processes in fish farm deposits and Weddell sea sediments. Doktorarbeit, Department of Analytical and Marine Chemistry, Chalmers University of Technology and University of Göteborg, Sweden, 40 p.
- HOLBY, O.; HALL P. O. J.; 1991: Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **70**, 263-272.
- HOLFORT, J.; 1988: Schichtung und Strömung im Tidenbereich der Elbe. Diplomarbeit, math. -naturwiss. Fak. Kiel, 101 p.
- HOLMER, M.; KRISTENSEN, E.; 1992: Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **80**, 191-201.
- HOULIHAN, D. F.; LAURENT, P.; 1987: Effects of exercise training on the performance, growth, and protein turnover of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44**, 1614-1621.
- JOBLING, M.; BAARDVIK, B. M.; CHRISTIANSEN, J. S.; JØRGENSEN, E. H.; 1993a: The effects of prolonged exercise training on growth performance and production parameters in fish. *Aquacult. Int.* **1**, 95-111.
- JOBLING, M.; JØRGENSEN, E. H.; CHRISTIANSEN, J. S.; 1993b: Growth performance of salmonids exposed to different flow regimes. In: H. REINERTSEN, L. A. DAHLE, L. JØRGENSEN and K. TVINNEREIM (eds.) *Fish Farming Technology. Proceedings of the first International Conference on Fish Farming Technology*, Trondheim, Norway, 301-305.
- JOHNSTON, I. A.; CLARKE, A.; WARD, P.; 1991: Temperature and metabolic rate in sedentary fish from the Antarctic, North Sea and Indo-West Pacific ocean. *Mar. Biol.* **109**, 191-195.
- JØRGENSEN, B. B.; FENCHEL, T.; 1974: The sulfur cycle of a marine sediment model system. *Mar. Biol.* **24**, 189-201.
- JØRGENSEN, E. H.; CHRISTIANSEN, J. S.; JOBLING, M.; 1993: Effects of stocking density on food intake, growth performance and oxygen consumption in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Aquaculture* **110**, 191-204.

- JØRGENSEN, E. H.; JOBLING, M.; 1993: The effects of exercise on growth, food utilisation and osmoregulatory capacity of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* 116, 233-246.
- KASPAR, H. F.; HALL, G. H.; HOLLAND, A. J.; 1988: Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture* 70, 333-344.
- KLEMPAU, A.; (address): Instituto Tecnológico del Salmón S.A.; Asociación de Productores de Salmón y Trucha de Chile A.G. . Pedro Montt 160 of. 22, Puerto Montt, Chile.
- KRÅKENES, R.; HANSEN, T.; STEFANSSON, S. O.; TARANGER, G. L.; 1991: Continuous light increases growth rate of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts in sea cages. *Aquaculture* 95, 281-287.
- KROST, P.; 1990: Der Einfluß der Grundscheppnetzfisherei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (Westl. Ostsee). Dissertation, math.-naturwiss. Fak. Kiel, 150 p.
- KROST, P.; (address): Coastal Research and Management, Zum Tamberg 2, D-24247 Mielkendorf.
- KROST, P.; CHRZAN, T.; SCHOMANN, H.; ROSENTHAL, H.; 1994: Effects of a floating fish farm in Kiel Fjord on the sediment. *J. Appl. Ichthyol.* 10, 353-361.
- KRYVI, H.; IBREKK, H. O.; ELVESTAD, S.; 1991: LENKA-a method for a nation-wide analysis of the suitability of the Norwegian coast for aquaculture. *Mar. Poll. Bull.* 23, 785-788.
- KUIPERS, J.; 1982: Salmon thrive on exercise. *Fish Farmer* 5, 9-10.
- KUPKA HANSEN, P.; PITTMANN, K.; ERVIK, A.; 1991: Organic waste from marine fish farms - effects on the seabed. In: MÄKINEN, T. (ed.) *Marine aquaculture and environment*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Nord 1991:22, 105-119.
- LAURÉN-MÄÄTTÄ, C.; GRANLID, M.; HENRIKSSON, S.-H.; KOIVISTO, V.; 1991: Effects of fish farming on the macrobenthos of different bottom types. In: MÄKINEN, T. (ed.) *Marine aquaculture and environment*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Nord 1991:22, 57-83.
- LeCREN, E. D.; 1951: The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* 20, 201-219.
- LEE, C.; HATGES, E. J.; WAKEHAM, S. G.; 1991: Technical problems with the use of sediment traps - preservation, swimmers and leaching. In: WASSMANN, P.; HEISKANEN, A. S. and LINDAHL, O. (eds.) *Sediment trap studies in the Nordic countries*, 36-48.
- LEON, K. A.; 1986: Effect of exercise on feed consumption, growth, food conversion, and stamina of brook trout. *The Progressive Fish-Culturist* 48, 43-46.
- LEPPER, W.; 1940: Abgekürzte Kochdauer bei der Bestimmung der Rohfaser nach dem Weender Verfahren. *Z. Tierernähr. Futtermittkde.* 4, 217-219.

- LORENZEN, S.; GALLARDO, C.; JARA, C.; CLASING, E.; PEQUEÑO, G.; MORENO, C.; 1979: Mariscos y peces de importancia comercial en el sur de Chile. Editado por la dirección de investigaciones de la vice-rectoría académica y la vice-rectoría de extensión y comunicaciones, Universidad Austral de Chile, 131 p.
- McALLISTER, P. E.; REYES, X.; 1984: Infectious pancreatic necrosis virus: isolation from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, imported into Chile. J. Fish Dis. 7, 319-322.
- MCCARTHY, I. D.; CARTER, C. G.; HOULIHAN, D.F.; 1992: The effect of feeding hierarchy on individual variability in daily feeding of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). J. Fish Biol. 41, 257-263.
- MÉNDEZ, R. Z.; MUNTA, C. O.; 1989: La salmonicultura en Chile. Fundación Chile; CORTÉS, R. D. (ed.), 228 p.
- METCALFE, N. B.; HUNTINGFORD, F. A.; THORPE, J. E.; 1992: Social effects on appetite and development in Atlantic salmon. In: J. E. THORPE and F. A. HUNTINGFORD (eds.) The importance of feeding behaviour for the efficient culture of salmonid fishes. World Aquaculture Society: Baton Rouge, LA., 29-40.
- NAHHAS, R.; JONES, N. V.; GOLDSPINK, G.; 1982: Some aspects of sustained training of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish Biol. 20, 351-358.
- PACKARD, G. C.; BOARDMAN, T. J.; 1987: The misuse of ratios to scale physiological data that vary allometrically with body size. In: M. E. FEDER, A. F. BENNETT, W. W. BURGREN and R. B. HUEY (eds.) New Directions in Ecological Physiology. Cambridge University press, USA, 216-239.
- PACKARD, G. C.; BOARDMAN, T. J.; 1988: The misuse of ratios, indices, and percentages in ecophysiological research. Physiol. Zool. 61, 1-9.
- PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R.; 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229-311.
- PENCZAK, T.; GALICKA, W.; MOLINSKI, M.; KUSTO, E.; ZALEWSKI, M.; 1982: The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. App. Ecol. 19, 371-393.
- PEREIRA, D. L.; ADELMAN, I. R.; 1985: Interactions of temperature, size and photoperiod on growth and smoltification of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Aquaculture 46, 185-192.
- PERSSON, G.; 1986: Kassodling av regnbåge; Närsaltemissioner och miljö vid tre odlingslägen längs Smålandskusten. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Report 3215, 42 p.
- PERSSON, G.; 1991: Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters: Scandinavian experiences. In: C. B. COWEY and C. Y. CHO (eds.) Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the first Intern. Symp. on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. Fish Nutrition Research Laboratory, Department of Nutritional Sciences, University of Guelph, Ontario, Canada, 163-185.

- PHILLIPS, M.; BEVERIDGE, M.; 1986: Cages and the effect on water condition. *Fish Farmer* 9, 17-19.
- PICKARD, G. L.; 1971: Some physical oceanographic features of inlets of Chile. *J. Fish. Res. Board Can.* 28, 1077-1106.
- RAO, M. M.; 1971: Influence of activity and salinity on the weight-dependent oxygen consumption of the rainbow trout *Salmo gairdneri*. *Mar. Biol.* 8, 205-212.
- RHEIMER, A.; (address): Universität Hamburg, Institut für Biogeochemie und Meereschemie, Jungius Str. 6, D-20355 Hamburg.
- RITZ, D. A.; LEWIS, M. E.; SHEN, M.; 1989: Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Mar. Biol.* 103, 211-214.
- ROSENTHAL, H.; (address): Institut für Meereskunde, Fischereibiologie, Düsternbrooker Weg 20, D-24105 Kiel.
- ROSENTHAL, H.; WESTON, D.; GOWEN, R.; BLACK, E.; 1988: Report of the ad hoc study group on "environmental impact of mariculture". ICES. Cooperative research report 154, 83 p.
- SACHS, L.; 1984: *Angewandte Statistik*. Springer, Berlin, 552 p.
- SAMUELSEN, O. B.; ERVIK, A.; SOLHEIM, E.; 1988: A qualitative and quantitative analysis of the sediment gas and diethylether extract of the sediment from salmon farms. *Aquaculture* 74, 277-285.
- SAUNDERS, R. L.; HENDERSON, E. B.; HARMON, P. R.; 1985: Effects of photoperiod on juvenile growth and smolting of Atlantic salmon and subsequent survival and growth in sea cages. *Aquaculture* 45, 55-66.
- SCHLOTFELDT, H.-J.; (address): STAATLICHER FISCHSÄUCHENBEKÄMPFUNGSDIENST NIEDERSACHSEN und Fischgesundheitsdienst, Eintrachtweg 17, D-30173 Hannover.
- SCHLOTFELDT, H.-J.; ALVARADO, V.; 1991: Entwicklung und Risiken der Aquakultur von Salmoniden und anderen Fischen in Chile - Fisch-fachtierärztlicher Stand: die neue Lachskrankheit "Rickettsiale Septikämie der Salmoniden"/SRS (Salmonid Rickettsial Septicemia). *Fischer und Teichwirt* 8, 267-272.
- SEDGWICK, S. D.; 1982: *The salmon handbook. The life and cultivation of fishes of the salmon family*. André Deutsch, London, 242 p.
- SERNAP; 1980: *Anuario Estadístico de Pesca*. Servicio Nacional de Pesca, Depto. Recursos Naturales. Valparaíso, Chile.
- SERNAP; 1992: *Anuario Estadístico de Pesca*. Servicio Nacional de Pesca, Depto. Sistemas de Información y Estadísticas Pesqueras. Valparaíso, Chile.
- SERNAP; 1994: *Anuario Estadístico de Pesca*. Servicio Nacional de Pesca, Depto. Sistemas de Información y Estadísticas Pesqueras. Valparaíso, Chile.
- SILVERT, W.; 1992: Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture* 107, 67-79.

- SILVERT, W.; 1994a: Modelling benthic deposition and impacts of organic matter loading. In: B. T. HARGRAVE (ed.) Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Can.Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949, Canada, 1-18.
- SILVERT, W.; 1994b: Decision support systems for aquaculture licensing. J. Appl. Ichthyol. 10, 307-311.
- SILVERT, W.; 1994c: Simulation models of finfish farms. J. Appl. Ichthyol. 10, 349-352.
- SILVERT, W.; 1995: Modelling environmental interactions of mariculture. ICES, C. M. 1995/R:6, 1-10.
- SMITH, I. P.; METCALFE, N. B.; HUNTINGFORD, F. A.; KADRI, S.; 1993: Daily and seasonal patterns in the feeding behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. Aquaculture 117, 165-178.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J.; 1981: Biometry. The principles and practice of statistics in biological research, second edition. W. H. Freeman and Company, San Francisco, 859 p.
- SOWLES, J. W.; CHURCHILL, L.; SILVERT, W.; 1994: The effect of benthic carbon loading on the degradation of bottom conditions under farm sites. In: B. T. HARGRAVE (ed.) Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Can.Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949, Canada, 31-46.
- STEFANSSON, S. O.; NÆVDAL, G.; HANSEN, T.; 1990: Growth of different families of Atlantic salmon (*Salmo salar*) under three experimental photoperiods. Aquaculture 86, 271-281.
- STEFFENS, W.; 1993: Salmoniden-Aquakultur in Chile. Fischer & Teichwirt 7, 249-252.
- STEFFENSEN, J. F.; 1985: The transition between branchial pumping and ram ventilation in fishes: energetic consequences and dependence on water oxygen tension. J. Exp. Biol. 114, 141-150.
- STOLDT, W.; 1952: Vorschlag zur Vereinheitlichung der Fettbestimmung in Lebensmitteln. Fette u. Seifen 54, 206-207.
- STOREBAKKEN, T.; AUSTRENG, E.; 1987a: Ration level for salmonids. I. Growth, survival, body composition, and feed conversion in Atlantic salmon fry and fingerlings. Aquaculture 60, 189-206.
- STOREBAKKEN, T.; AUSTRENG, E.; 1987b: Ration level for salmonids. II. Growth, feed intake, protein digestibility, body composition, and feed conversion in rainbow trout weighing 0.5-1.0 kg. Aquaculture 60, 207-221.
- SWIFT, D. R.; 1955: Seasonal variations in the growth rate, thyroid gland activity and food reserves of brown trout (*Salmo trutta* Linn.). J. Exp. Biol. 32, 751-764.
- TALBOT, C.; HOLE, R.; 1994: Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 10, 258-270.

- THORPE, J. E.; METCALFE, N. B.; HUNTINGFORD, F. A.; 1992: Behavioural influences on life-history variation in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. Environ. Biol. Fishes 33, 331-340.
- THORPE, J. E.; TALBOT, C.; MILES, M. S.; RAWLINGS, C.; KEAY, D. S.; 1990: Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. Aquaculture 90, 41-47.
- TOTLAND, G. K.; KRYVI, H.; JØDESTØL, K. A.; CHRISTIANSEN, E. N.; TANGERÅS, A.; SLINDE, E.; 1987: Growth and composition of the swimming muscle of adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) during long-term sustained swimming. Aquaculture 66, 299-313.
- UNDERWOOD, A. J.; 1981: Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 19, 513-605.
- URIBE, J. C.; VIAL, M. V.; GONZALEZ, O.; MEDINA, A.; BALLADARES, R.; von der-HUNDT, J.; CATALAN, V.; 1995: Smolting of hatchery-reared steelhead transferred as eyed eggs from the northern to the southern hemisphere. Prog.-Fish-Cult. 1, 78-83.
- VILLARREAL, C. A.; THORPE, J. E.; MILES, M. S.; 1988: Influence of photoperiod on growth changes in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L.. J. Fish Biol. 33, 15-30.
- WATHNE, E.; RØRÅ, A. M. B.; HØLLAND, P. M.; THOMASSEN, M. S.; AUSTRENG, E.; 1995: Affecting growth and slaughter quality of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) through diet composition and sustained exercise. Agricultural University of Norway, Department of Animal Science. 30 p.
- WEBB, P. W.; 1971: The swimming energetics of trout II. Oxygen consumption and swimming efficiency. J. Exp. Biol. 55, 521-540.
- WESTON, D. P.; 1990: Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61, 233-244.
- WESTON, D. P.; GOWEN, R. J.; 1988: Assessment and prediction of the effects of salmon net-pen culture on the benthic environment. Technuical Report 414, Washington Dept. of Fisheries.
- WHITE, J. R.; LI, H. W.; 1985: Determination of the energetic cost of swimming from the analysis of growth rate and body composition in juvenile chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Comp. Biochem. Physiol. 81A, 25-33.
- WINBERG, G. G.; 1956: Rate of metabolism and food requirements of fishes. Nauchn. Tr. B. SSR. Gos. Univ. V. I. Lenina, Minsk. 253 p. (Transl. from Russian by Fish. Res. Board Can. (transl. ser.) 194, 1960, 202 p.).
- WINKLER, L. W.; 1888: Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs. Ber. dtsh. chem. Ges. 21, 2843-2855.
- WIPPENBECK, T.; 1995: Nahrungsaufnahme und -verwertung von Jungdorschen in Abhängigkeit vom Sauerstoffangebot. Diplomarbeit, math. -naturwiss. Fak. Kiel, 101 p.

- WOODWARD, I.; 1989: Finfish farming and the environment - a review. In: WILLIAMS, H. (ed.) Marine Laboratories, Department of Sea Fisheries, Tasmania, Technical Report 35, 43 p.
- WOODWARD, J. J.; SMITH, L. S.; 1985: Exercise training and stress response in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish Biol. 26, 435-447.
- ZAR, J. H.; 1984: Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 2nd ed., 718 p.

Tab. 1: Zusammenfassende Darstellung der deskriptiven Statistik der Strömungs- und Tidenmessung mittels festverankerter Aanderaa-Strömungsmesser an der Anlage Lincay ("L1" und "L2") und Terao ("T1", "T2" und "T3") über unterschiedlich lange Zeiträume. Anfangs- und Endzeitpunkte sind angegeben, ebenso die Gesamtdauer der Datenermittlung in Tagen und die jeweilige Tiefenpositionierung der Strömungsmesser. Vektorielle und arithmetische Mittelung der Strömung sind ebenfalls angegeben.

Station	Datum		Uhrzeit		Verstr. Zeit [d]	n	Tiefe Strömungsmesser				Max. Tidenhub [m]	Vektor. Mittel.		Daten Strömungsgeschwindigkeit			
	Anfang dd:mm:yy	Ende dd:mm:yy	Anfang hh:mm	Ende hh:mm			Mittel [m]	sd [m]	Max. [m]	Min. [m]		Richtung [Grad]	Geschw. [cm/s]	Mittel [cm/s]	sd [cm/s]	Max. [cm/s]	Min. [cm/s]
L1	13.02.92	03.03.92	18:25	18:10	18.99	5470	7.10	1.37	10.38	4.28	6.07	234.0	4.95	12.23	7.42	43.56	< 1
L2	07.04.92	22.04.92	14:20	07:40	14.72	4240	7.56	1.29	10.23	4.87	5.36	263.7	1.47	11.88	6.38	40.34	< 1
T1	30.01.92	13.02.92	19:45	16:15	13.85	3991	7.68	0.83	9.61	6.50	3.11	25.7	1.50	5.52	5.46	41.32	< 1
T2	03.03.92	25.03.92	22:25	18:10	21.82	6266	7.77	1.25	10.80	4.87	5.93	287.6	0.66	3.72	3.91	32.50	< 1
T3	26.03.92	06.04.92	13:50	17:05	11.14	3208	8.13	1.13	9.91	5.91	4.00	72.4	1.87	4.03	5.06	47.34	< 1

Tab. 2: Versuche zur Sinkgeschwindigkeit von Futterpellets unterschiedlicher Größe. 0-1 m: Bezugstrecke = Oberfläche bis 1 m Tiefe; 0-2 m: Bezugstrecke = Oberfläche bis 2 m Wassertiefe.

Pellet Ø [mm]	Statistische Parameter	Kantenlänge [mm]	Gewicht [g]	Sinkgeschwindigkeiten [m/s]	
				0-1 m	0-2 m
2	n	68	68	68	68
	Minimum	2.42	0.0088	0.067	0.068
	Maximum	6.23	0.0259	0.100	0.098
	Arith. Mittelwert	4.37	0.0172	0.087	0.085
	Standardabw.	0.81	0.0035	0.008	0.007
2.5	n	68	68	68	68
	Minimum	3.13	0.0188	0.078	0.078
	Maximum	6.43	0.0421	0.127	0.126
	Arith. Mittelwert	5.05	0.0326	0.103	0.102
	Standardabw.	0.75	0.0056	0.010	0.009
3.5	n	68	68	68	68
	Minimum	4.44	0.0515	0.096	0.097
	Maximum	10.05	0.1299	0.156	0.154
	Arith. Mittelwert	6.12	0.0771	0.126	0.125
	Standardabw.	0.90	0.0137	0.012	0.011
5	n	69	69	69	69
	Minimum	5.01	0.1192	0.123	0.124
	Maximum	11.02	0.2633	0.182	0.185
	Arith. Mittelwert	8.68	0.2122	0.156	0.155
	Standardabw.	1.29	0.0327	0.013	0.013
6	n	69	69	69	69
	Minimum	6.57	0.2463	0.127	0.127
	Maximum	16.15	0.6312	0.198	0.198
	Arith. Mittelwert	10.63	0.4249	0.159	0.158
	Standardabw.	2.18	0.0905	0.017	0.016
8	n	70	70	70	70
	Minimum	9.12	0.6518	0.120	0.123
	Maximum	18.66	1.3821	0.216	0.220
	Arith. Mittelwert	13.95	0.9870	0.162	0.165
	Standardabw.	2.56	0.1826	0.020	0.019
10	n	70	70	70	70
	Minimum	10.60	1.1814	0.157	0.156
	Maximum	21.00	2.2097	0.206	0.223
	Arith. Mittelwert	16.17	1.7298	0.183	0.185
	Standardabw.	2.32	0.2688	0.011	0.012

Tab. 3: Kohlenstoff- und Stickstoffanalysen einiger ausgewählter Sedimentproben im Bereich der Anlage Lincay (an drei Probennahmeterminen; Lage der 10 Probennahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 3). Probe 2.4 = Station 2, Sedimenttiefe 4 cm. Aufgeführt sind: Gesamt- und organischer Kohlenstoff (%), Stickstoff (%), C_{org}/N und Karbonate (%).

Datum Probennahme	Station Probe	Gesamt Kohlenstoff [%]	Org. Kohlenstoff [%]	Stickstoff [%]	C _{org} /N	Karbonate C [%]
18.03.1992	1.1		0.19	0		
Lincay	2.1	0.225	0.208	0.055	3.78	0.017
	2.4		0.17	0		
	3.1		0.19	0		
	5.1		0.2	0		
	7.1		0.16	0		
	9.1		0.11	0		
	k.1	0.065	0.061	0.016	3.81	0.004
	k.4	0.13	0.12	0		0.01
27.04.1992	1.1	0.67	0.46	0.17	2.71	0.21
Lincay	1.4	1.08	0.823	0.25	3.29	0.257
	2.1		1.1	0.23	4.78	
	2.4		1	0.27	3.70	
	3.1		0.2	0		
	5.1		0.2	0		
	7.1		0.17	0		
	9.1		0.15	0		
	k.1	0.141	0.106	0.025	4.24	0.035
25.05.1992	1.1		0.48	0.12	4.00	
Lincay	1.4		0.82	0.19	4.32	
	2.1		0.9	0		
	2.4		1.28	0.35	3.66	
	3.1		0.18	0		
	5.1		0.13	0.05	2.60	
	7.1		0.16	0		
	9.1		0.13	0		
	K.1		0.13	0		
	K.4		0.16	0		

Tab. 4: Kohlenstoff- und Stickstoffanalysen einiger ausgewählter Sedimentproben im Bereich der Anlage Terao (an drei Probennahmeterminen; Lage der 10 Probennahmestationen und der Kontrollstation s. Abb. 4). Probe 2.3 = Station 2, Sedimenttiefe 3 cm. Aufgeführt sind: Gesamt- und organischer Kohlenstoff (%), Stickstoff (%), C_{org}/N und Karbonate (%).

Datum Probennahme	Station Probe	Gesamt Kohlenstoff [%]	Org. Kohlenstoff [%]	Stickstoff [%]	C _{org} /N	Karbonate C [%]
11.03.1992	1.1	0.179	0.174	0.036	4.83	0.005
Terao	1.2		0.15	0		
	1.3		0.14	0		
	2.1	1.484	1.43	0.274	5.22	0.054
	2.2		0.36	0		
	2.3	0.427	0.369	0.095	3.88	0.058
	2.7	0.277	0.265	0.07	3.79	0.012
	3.1	6.596	6.018	1.206	4.99	0.578
	3.2		1.77	0.38	4.66	
	3.3		0.88	0.21	4.19	
	3.7	0.667	0.614	0.179	3.43	0.053
	4.1	4.907	4.59	0.887	5.17	0.317
	4.3		0.6	0		
	5.1	0.242	0.241	0.052	4.63	0.001
	6.1	0.221	0.213	0.054	3.94	0.008
	7.1	0.142	0.135	0.033	4.09	0.007
	8.1	0.147	0.15	0.034	4.41	-0.003
	9.1	0.138	0.14	0.03	4.67	-0.002
	10.1	0.116	0.12	0.025	4.80	-0.004
20.04.1992	1.1	0.888	0.879	0.177	4.97	0.009
Terao	1.2		0.15	0		
	1.3		0.14	0		
	1.7	0.162	0.163	0.039	4.18	-0.001
	2.1		12.81	2.17	6.90	
	2.2	5.701	5.231	1.06	4.93	0.47
	2.3		0.82	0		
	2.7	0.336	0.306	0.085	3.60	0.03
	3.1	14.4	13.615	2.342	5.81	0.765
	3.2	10.72	10.486	1.721	6.09	0.234
	3.3		2.21	0.6	3.68	
	3.7	0.415	0.348	0.103	3.38	0.067
	4.1	5.438	5.018	0.937	5.36	0.42
	4.3		0.33	0		
	4.7	0.31	0.265	0.065	4.08	0.045
	5.1	0.315	0.302	0.072	4.19	0.013
	5.7	0.237	0.216	0.052	4.15	0.021
	6.1	0.207	0.194	0.044	4.41	0.013
	7.1	0.11	0.102	0.022	4.64	0.008
	8.1	0.1	0.103	0.031	3.32	-0.003
	8.7	0.179	0.179	0.048	3.73	0
	9.1	0.133	0.134	0.03	4.47	-0.001
	10.1	0.124	0.122	0.026	4.69	0.002
	k.1	0.078	0.079	0.018	4.39	-0.001
	k.7	0.072	0.075	0.018	4.17	-0.003
16.05.1992	1.1	0.83	0.762	0.158	4.82	0.068
Terao	1.2	0.917	0.842	0.185	4.32	0.075
	1.7		0.33	0		
	2.1		16.97	4.885	3.47	
	2.2		14.022	4.32	3.25	
	2.3		5.94	1.09	5.45	
	3.1		17.49	5.127	3.41	
	3.2		10.04	2.43	4.13	
	3.3		2.37	0.5	4.74	
	3.7	1.15	1.028	0.281	3.66	0.122
	4.1		0.72	0.14	5.14	
	4.3		0.46	0.11	4.18	
	5.1	0.25	0.248	0.051	4.86	0.002
	7.1		0.22	0		
	7.2	0.151	0.154	0.031	4.97	-0.003
	9.1		0.2	0		
	k.1	0.17	0.14	0		0.03
	k.2	0.117	0.12	0.024	5.00	-0.003
	k.7	0.14	0.1	0		0.04

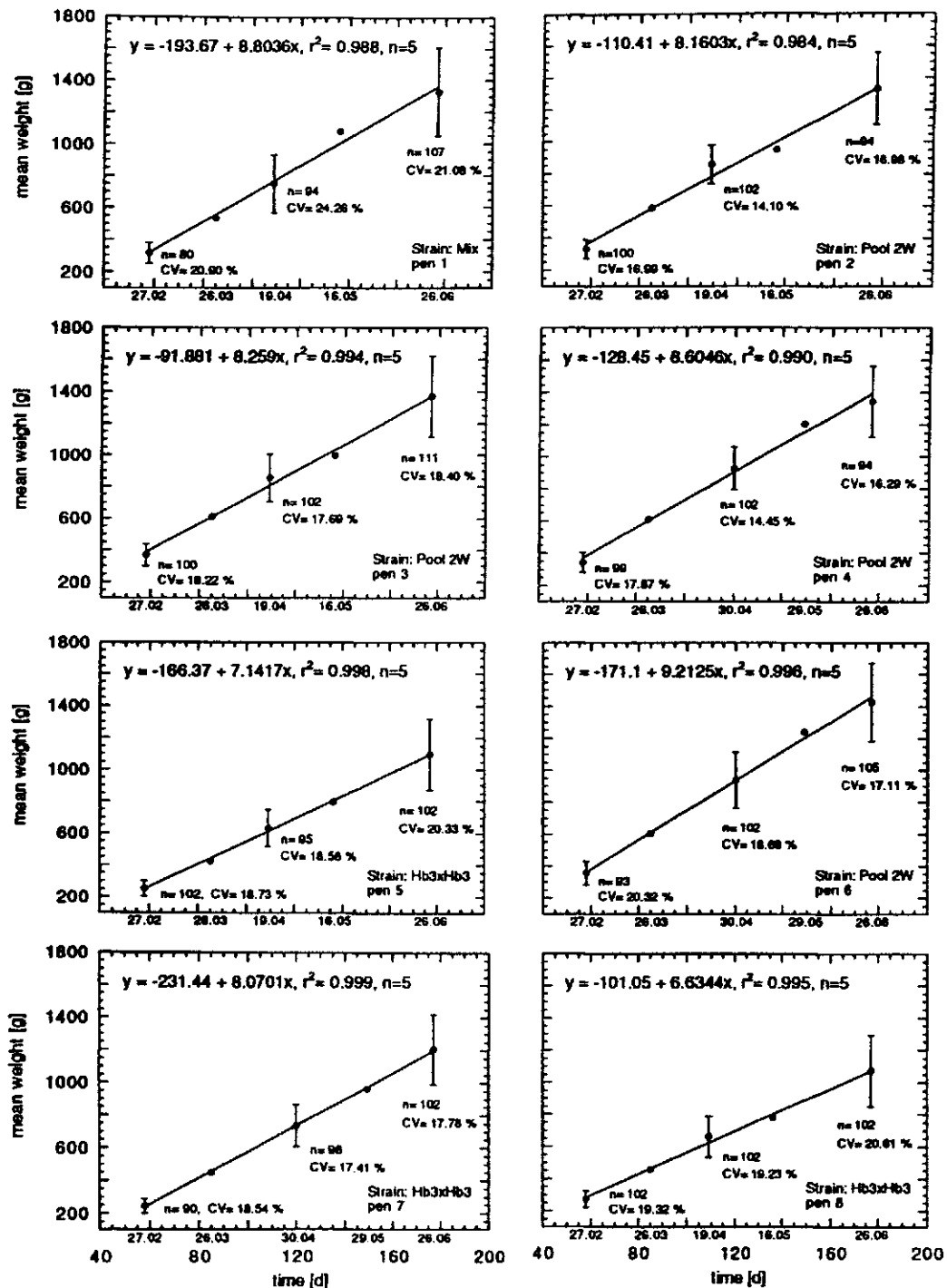


Abb. 1: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 1 - 8. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

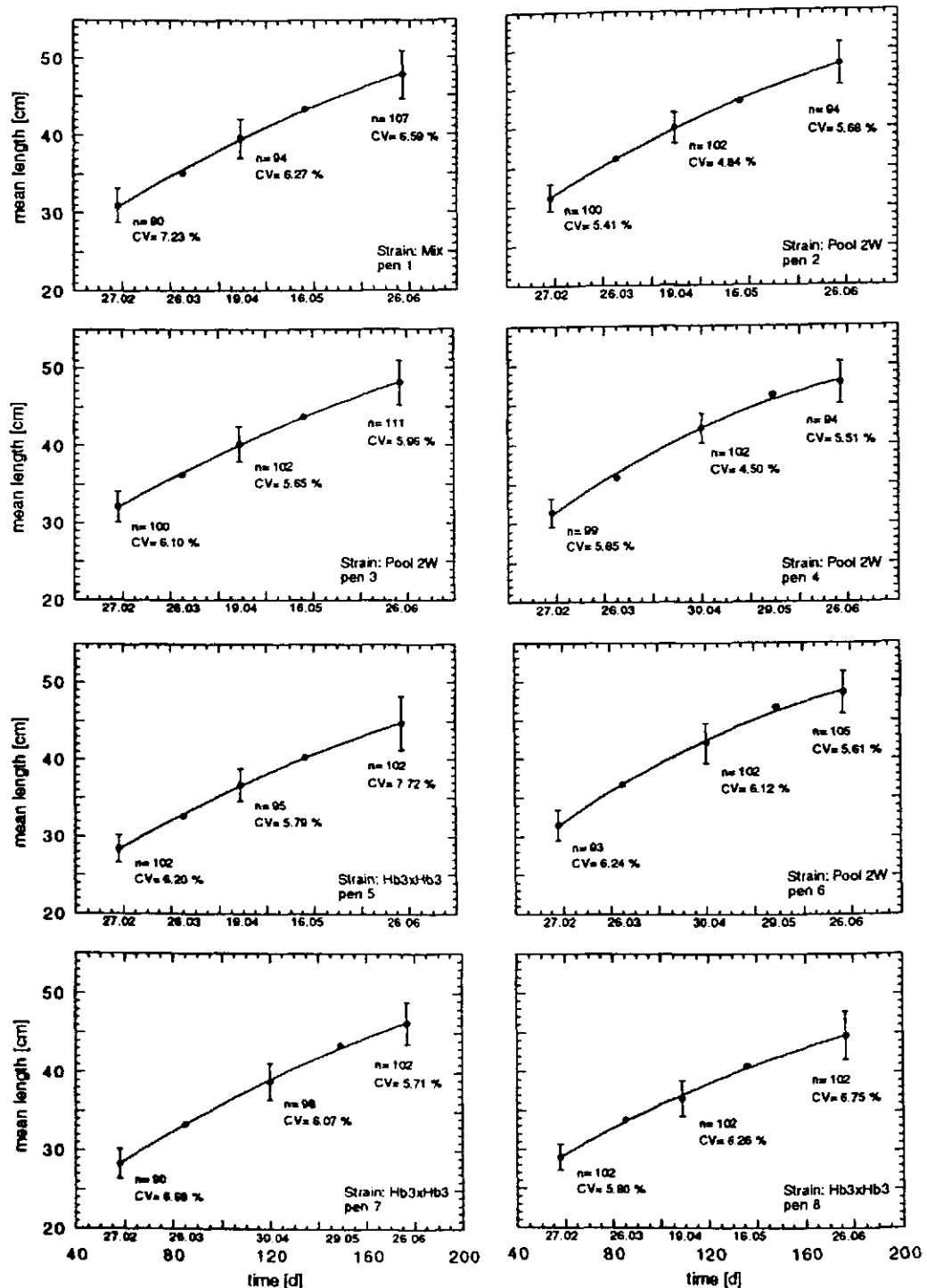


Abb. 2: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 1 - 8. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probenahmeterminale (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

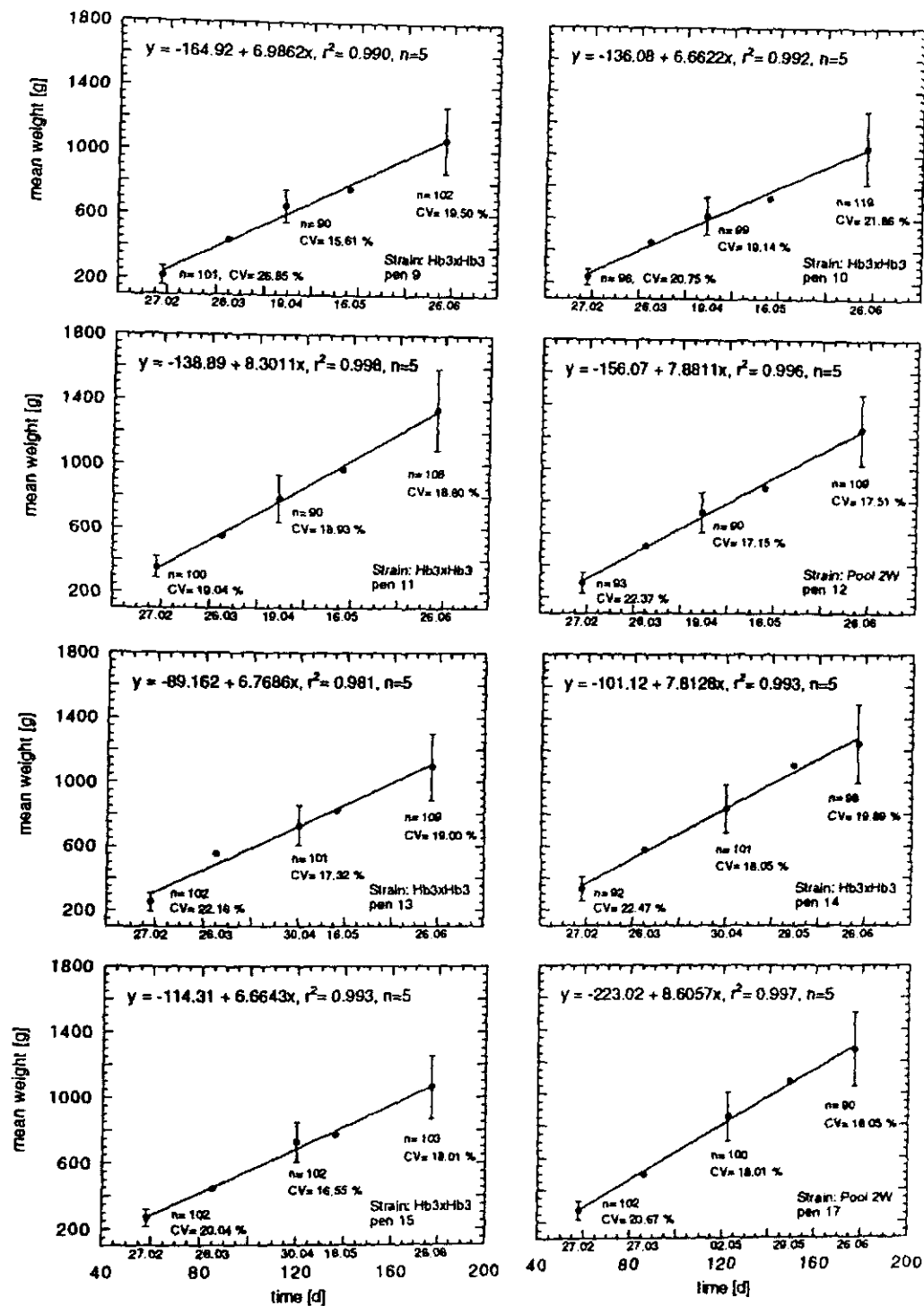


Abb. 3: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 9 - 15 und 17. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

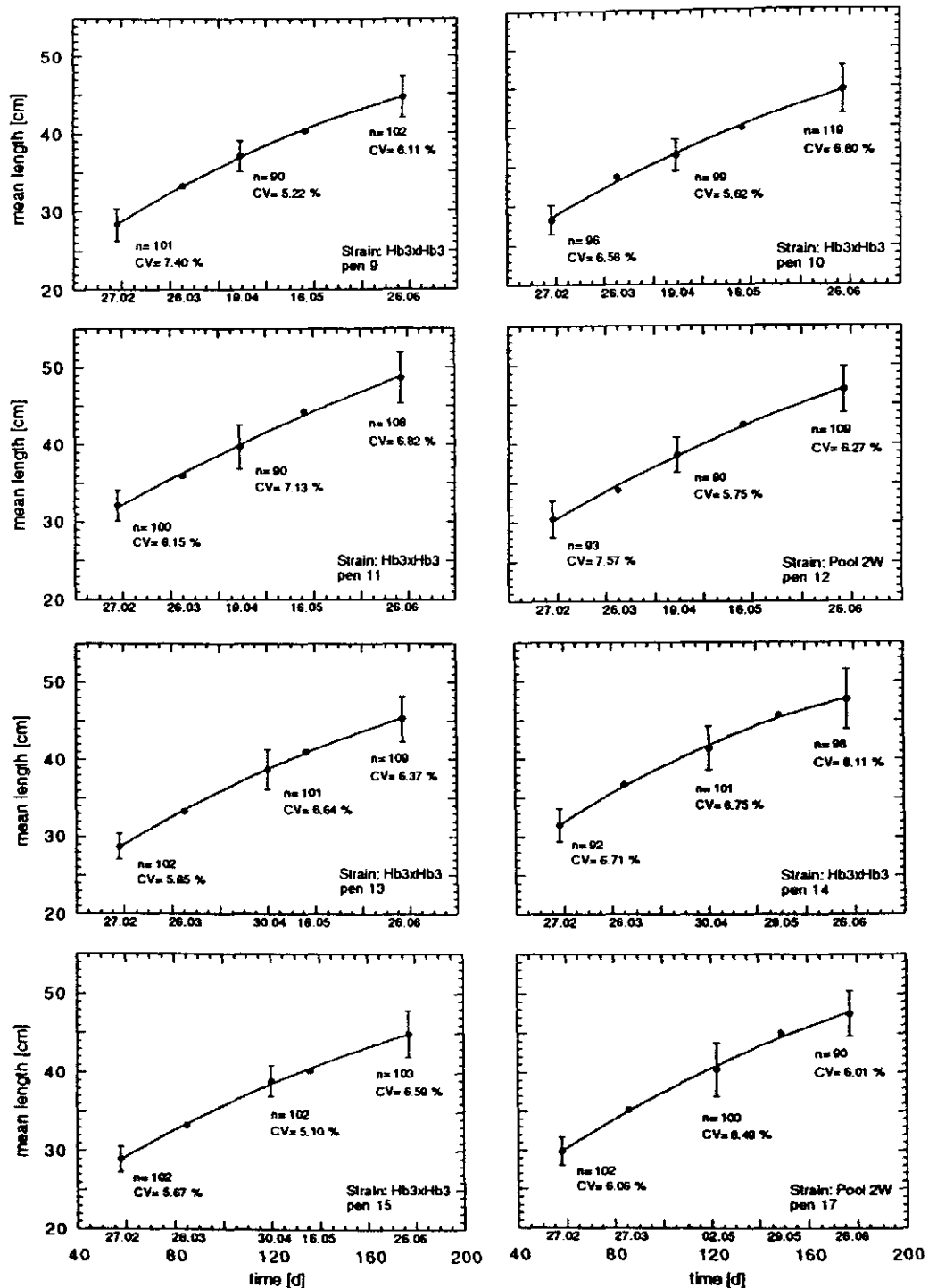


Abb. 4: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Tanaa auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 9 - 15 und 17. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Füllchips (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzelfdaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische in Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 11 entspricht dem 00.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

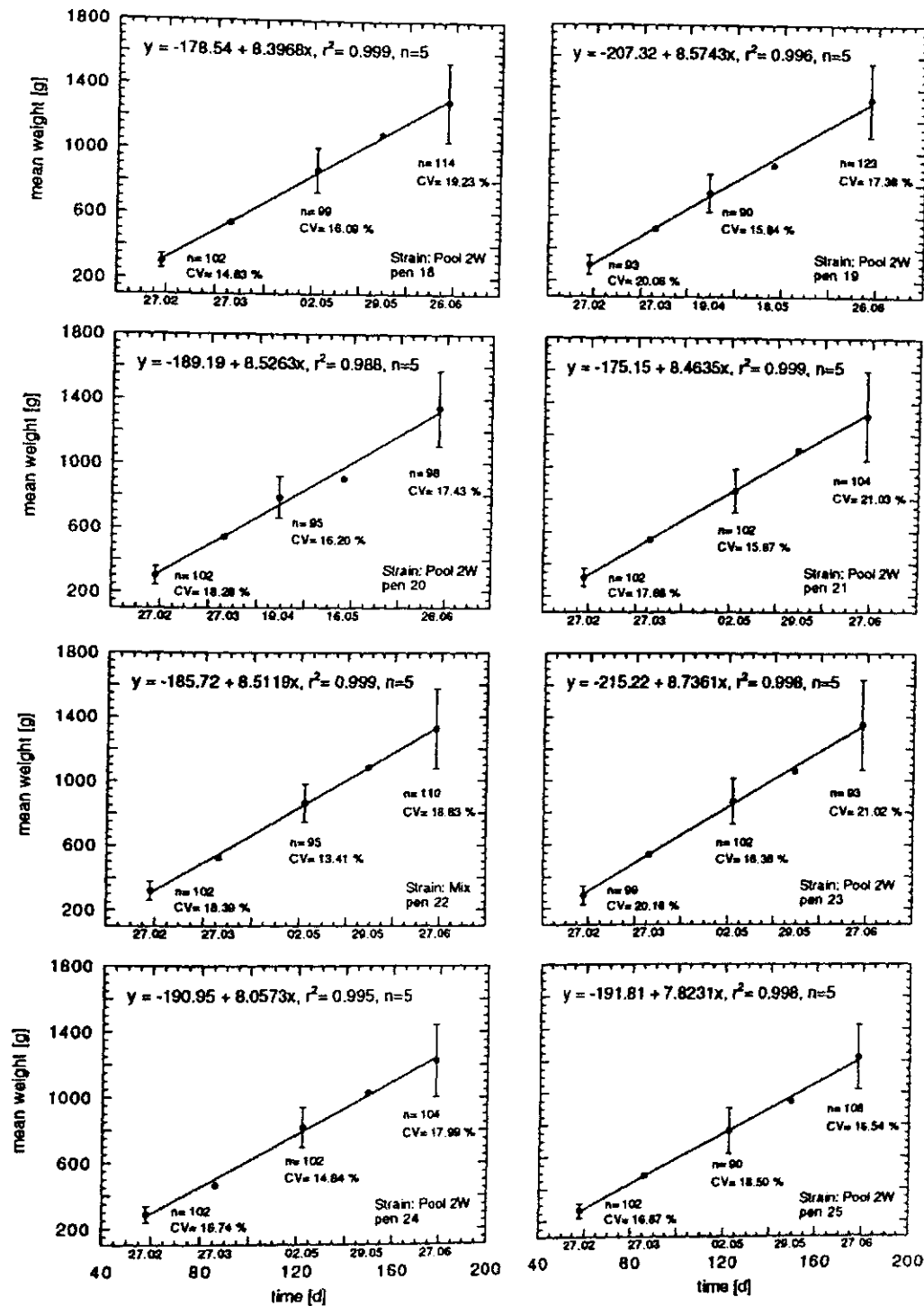


Abb. 5: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 18 - 25. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

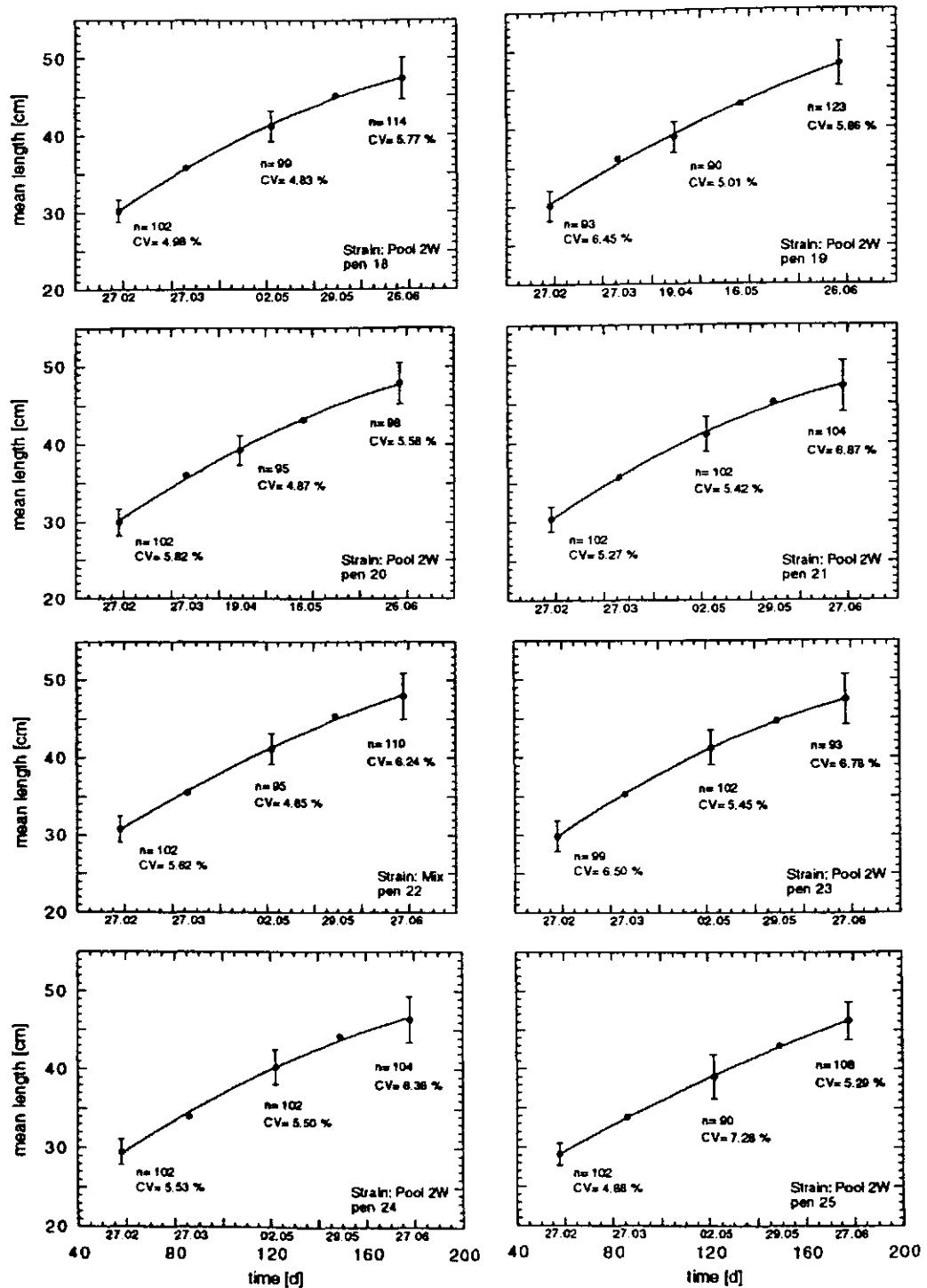


Abb. 6: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 18 - 25. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

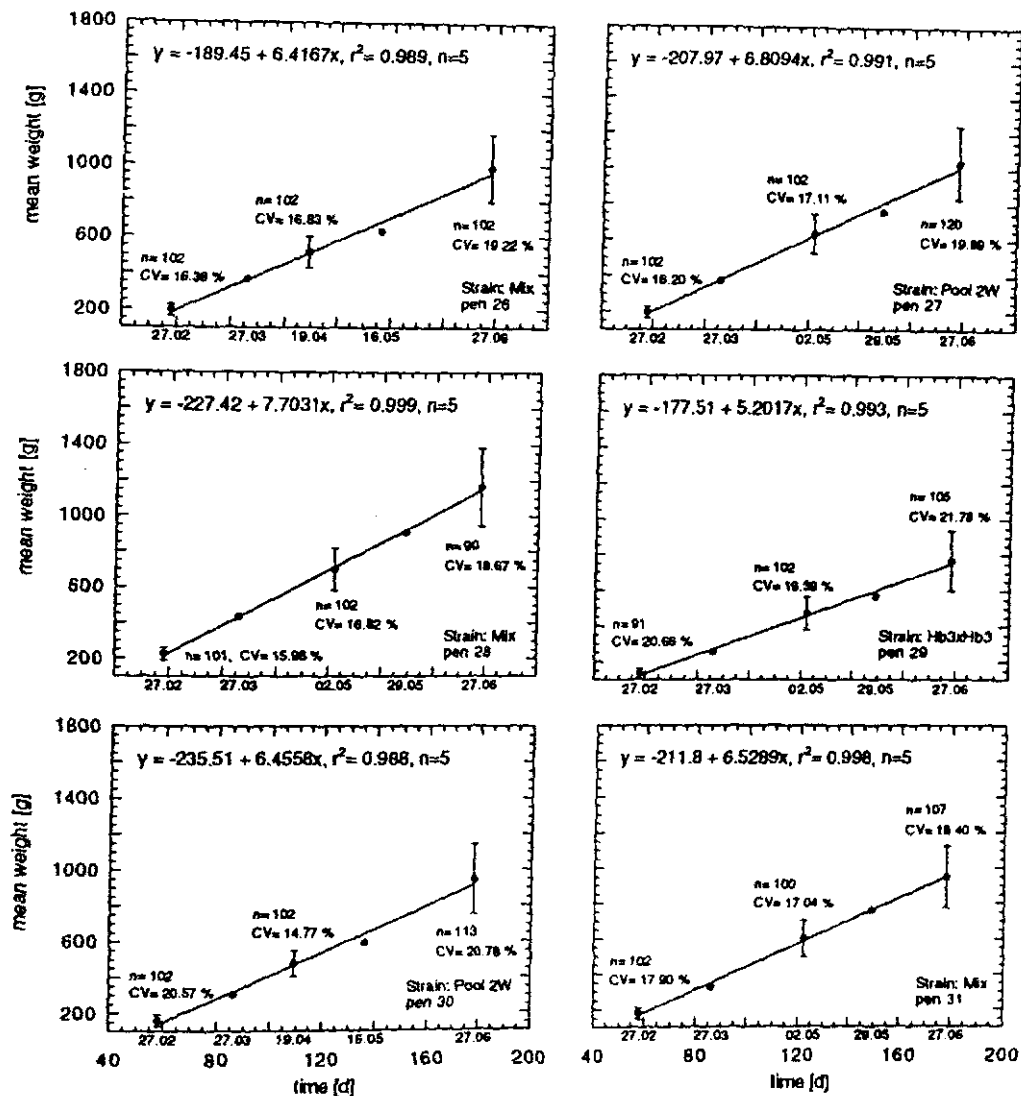


Abb. 7: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 26 - 31. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

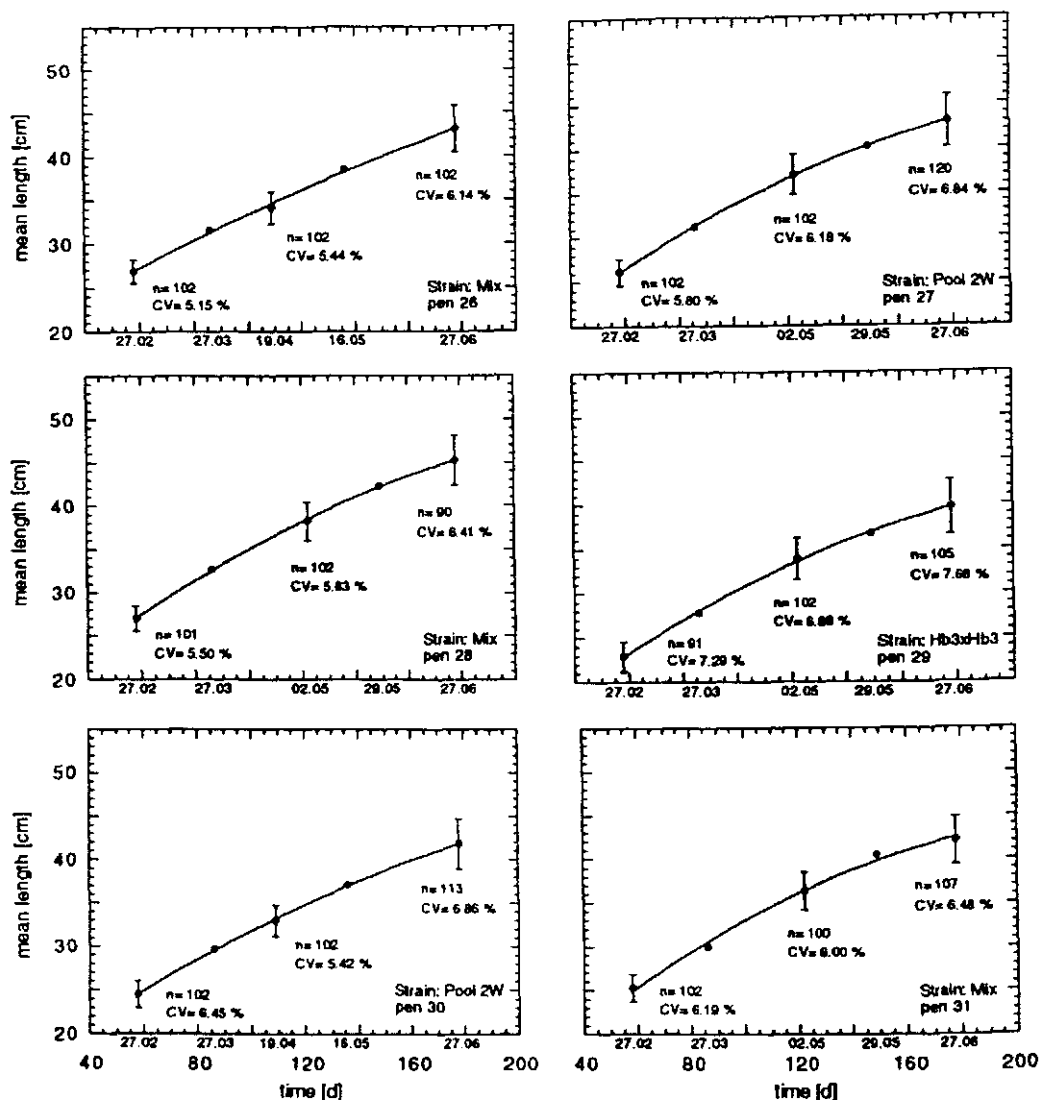


Abb. 8: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 26 - 31. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probenahmetermine (1991) angegeben. Fehlende Werte (Standardabweichung) sind durchgezogene Linien dargestellt, wenn Einzelheiten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische in Käfige umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 00.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

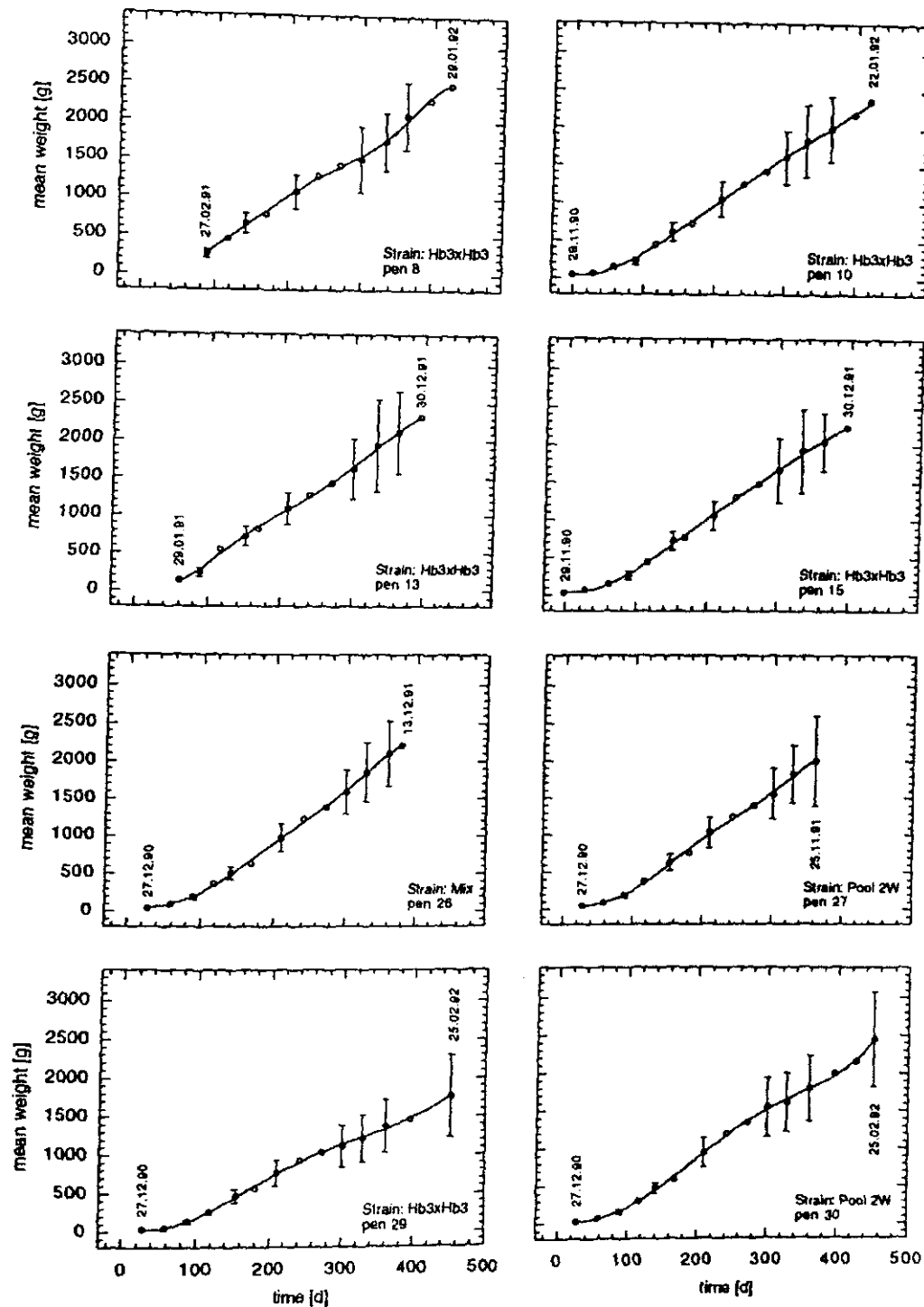


Abb. 9: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 8, 10, 13, 15, 26, 27, 29 und 30. Am Start- und Endpunkt der Kurve ist der Beginn bzw. das Ende des Probenzeitraums (1991 - 1992) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

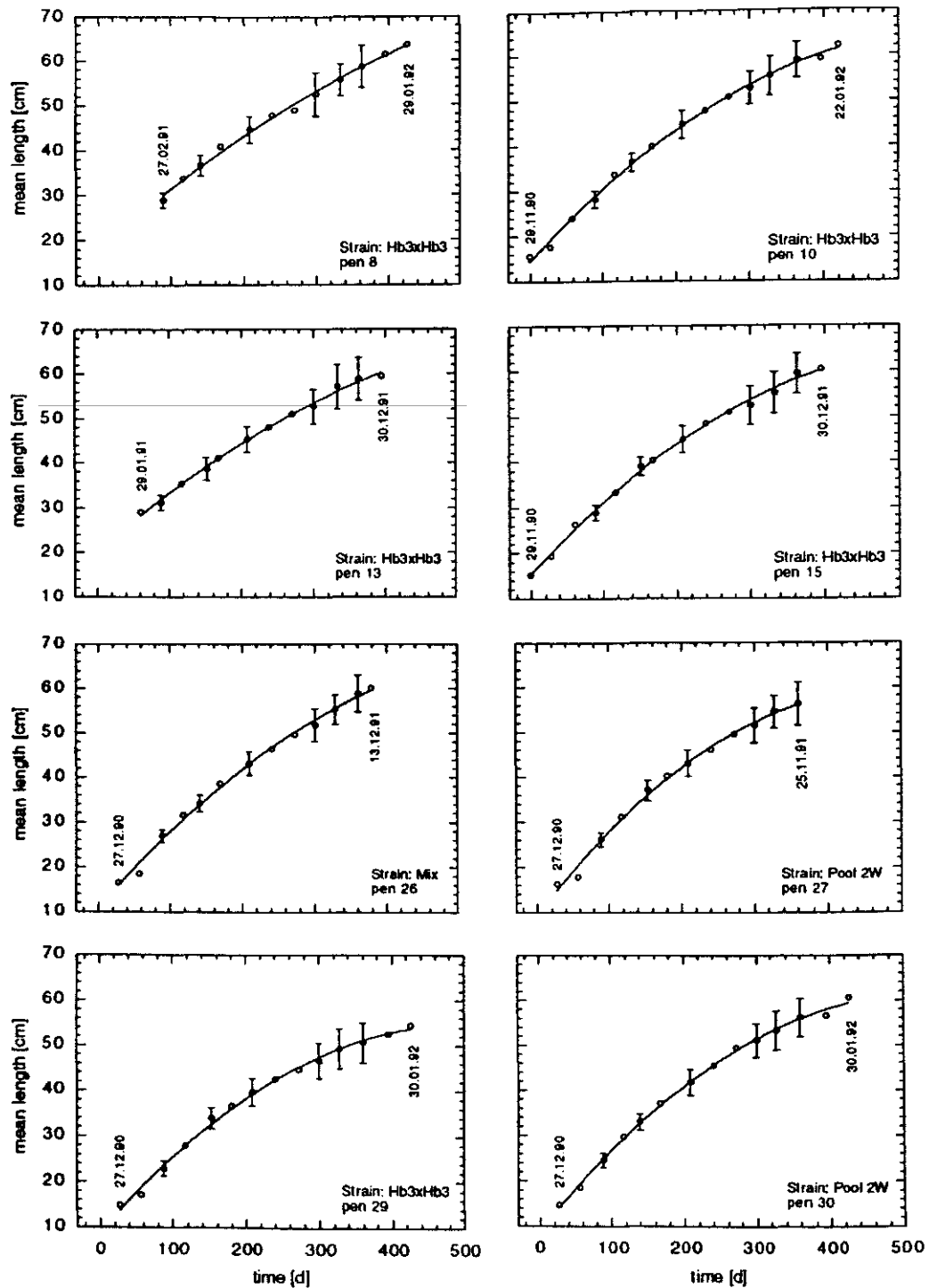


Abb. 10: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 8, 10, 13, 15, 26, 27, 29 und 30. Am Start- und Endpunkt der Kurve ist der Beginn bzw. das Ende des Probenzeitraums (1991 = 1992) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

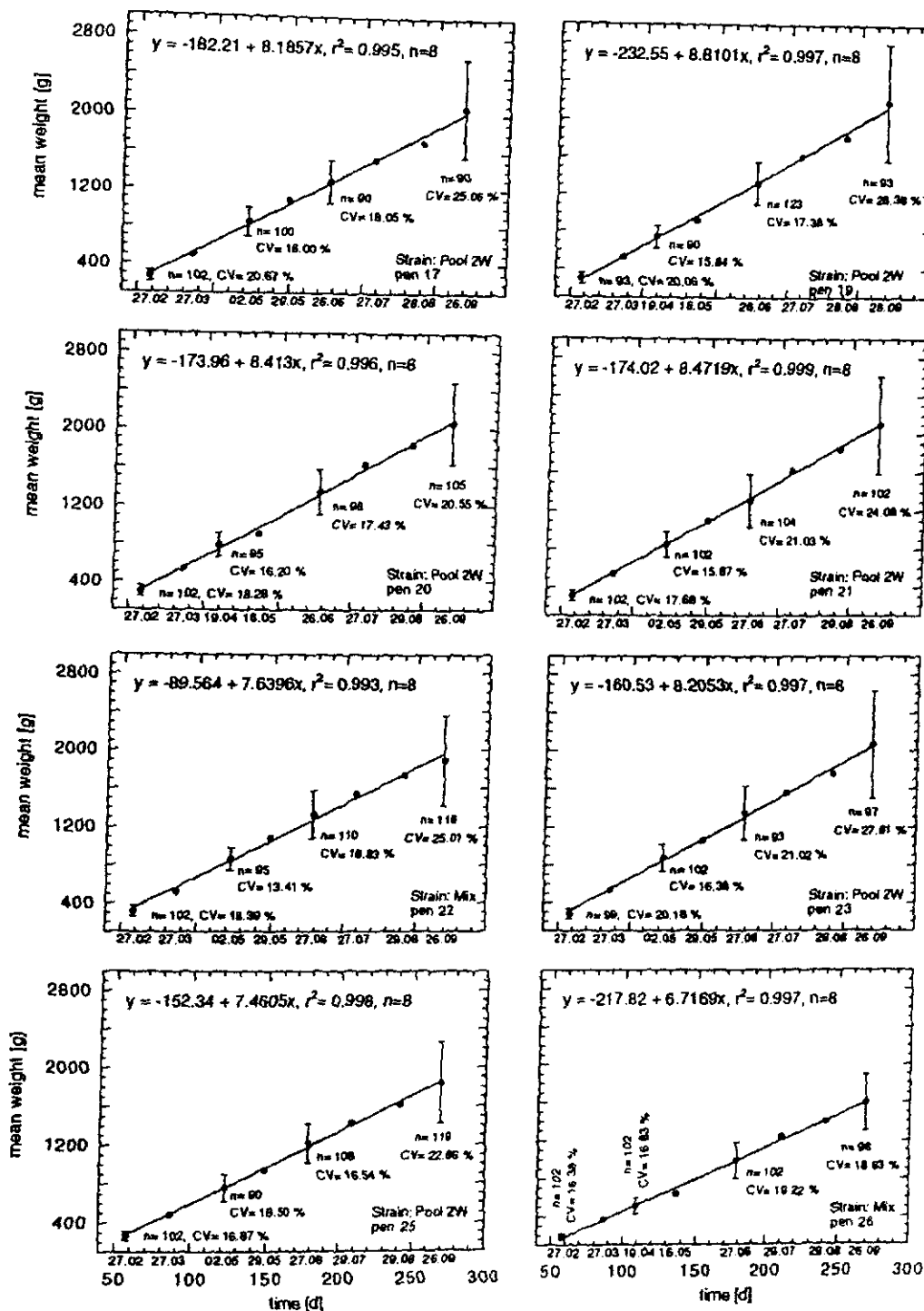


Abb. 11: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 17, 19 - 26. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probenahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

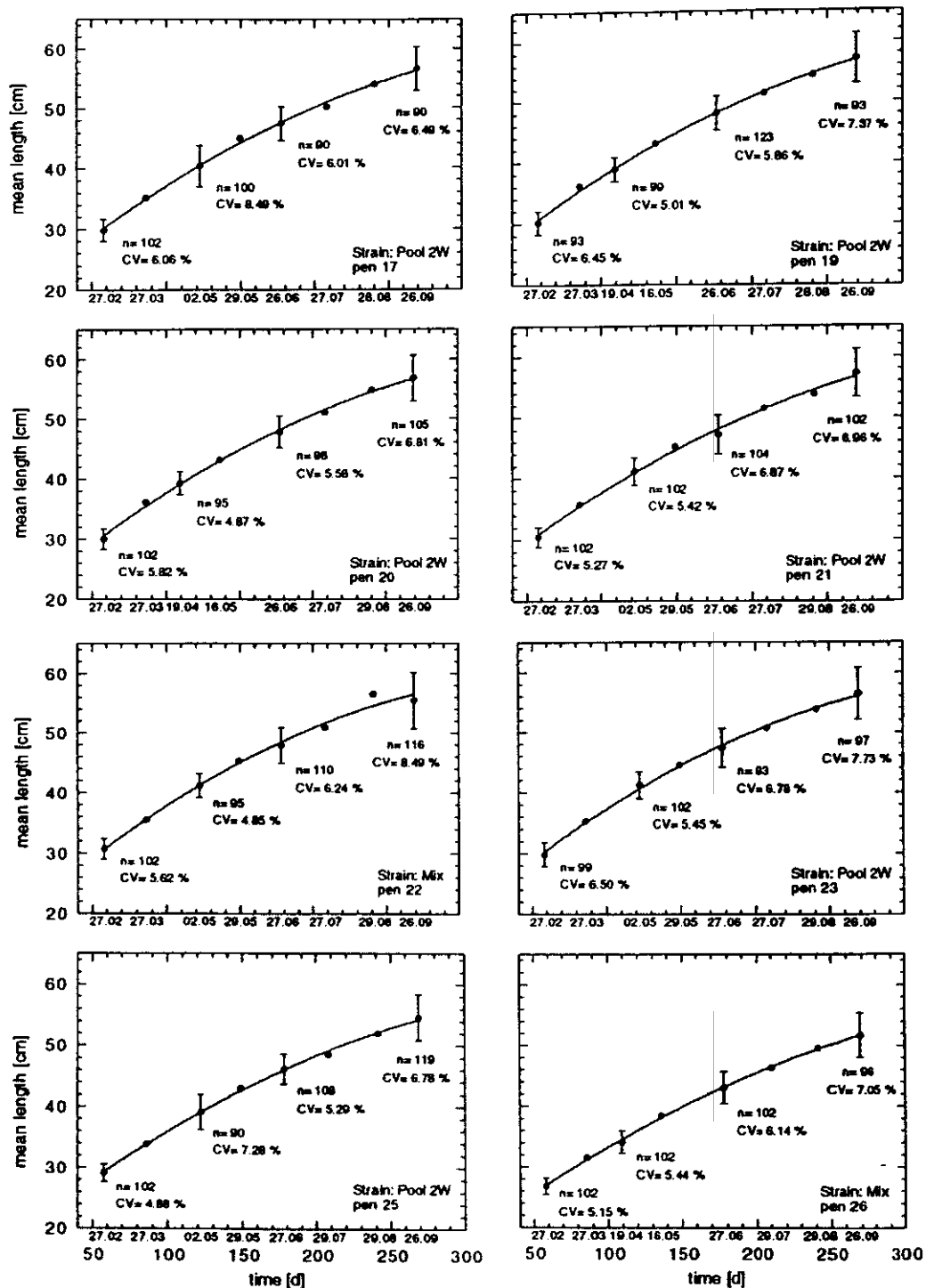


Abb. 12: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Tezao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 17, 19 - 26. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenem Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

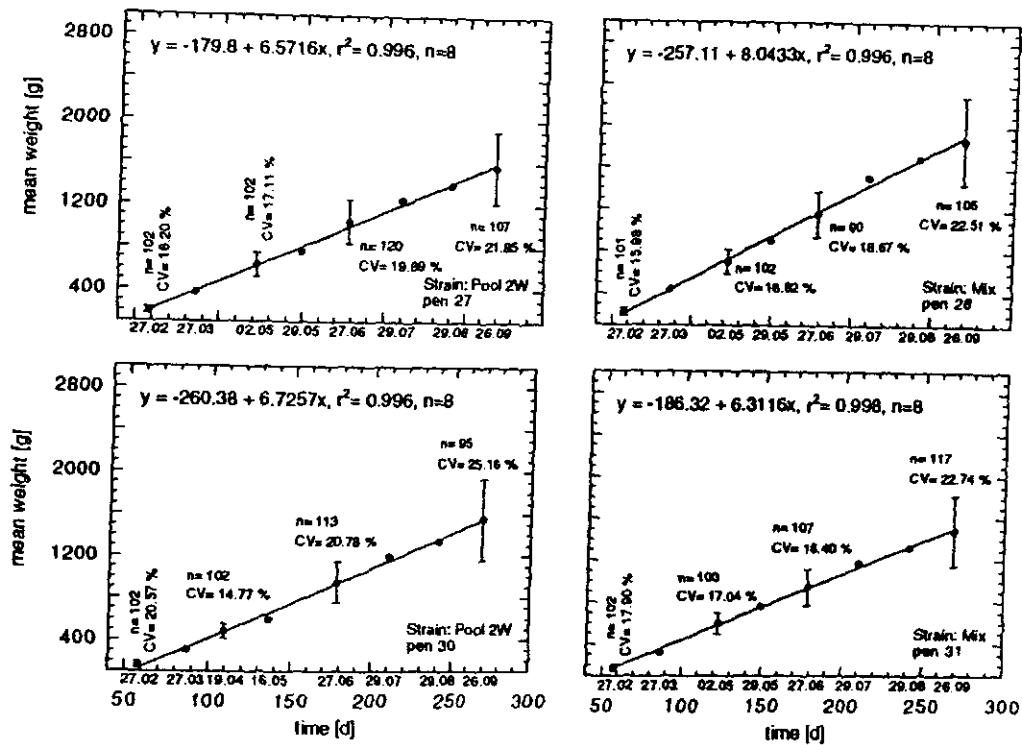


Abb. 13: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 27, 28, 30 und 31. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probenentnahmetermine (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

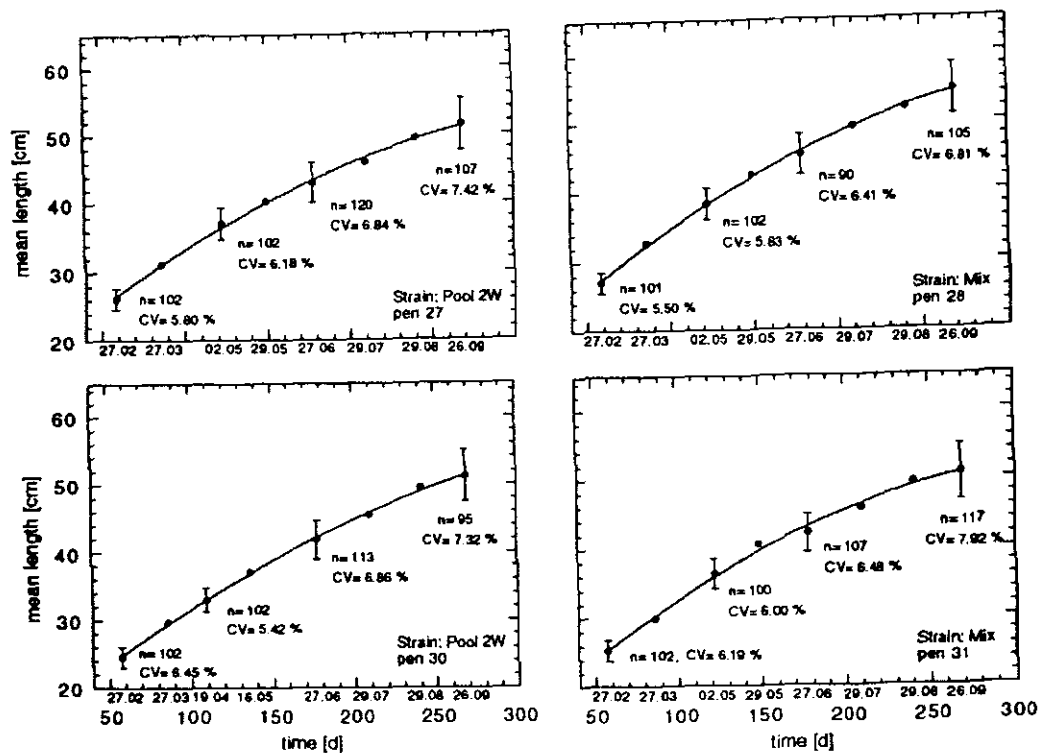


Abb. 14: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Terao auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 277, 228, 330 und 311. An der X-Achse der Graphiken sind die entsprechenden Probennahmeterminale (1991) angegeben. Fehlerbalken (Standardabweichung) sind nur dargestellt, wenn Einzeldaten vorhanden waren. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfigungesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV=Coefficient of Variation.

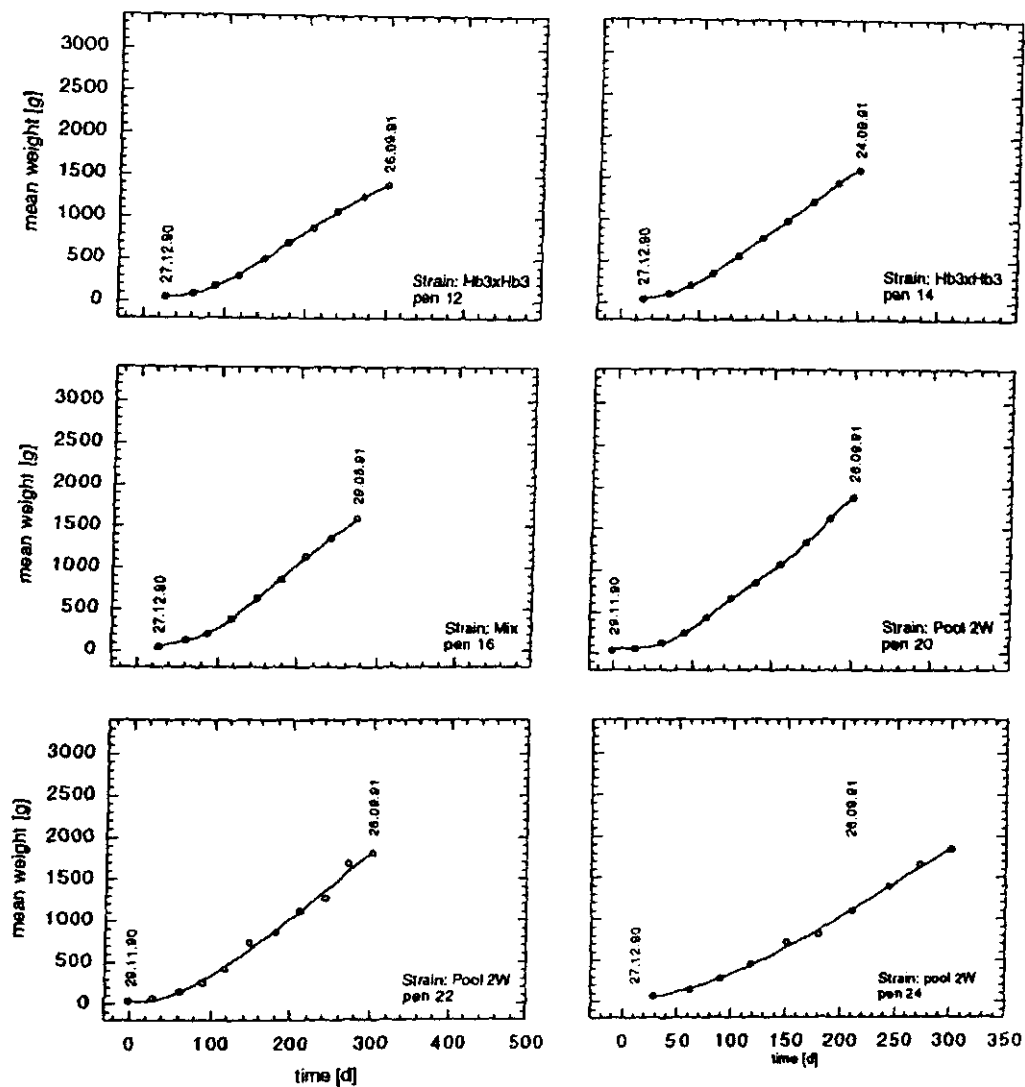


Abb. 15: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Lincay auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Gewichte aus den Käfigen 12, 14, 16, 20, 22 und 24. Am Start- und Endpunkt der Kurve ist der Beginn bzw. das Ende des Probenzeitraums (1991 - 1992) angegeben. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

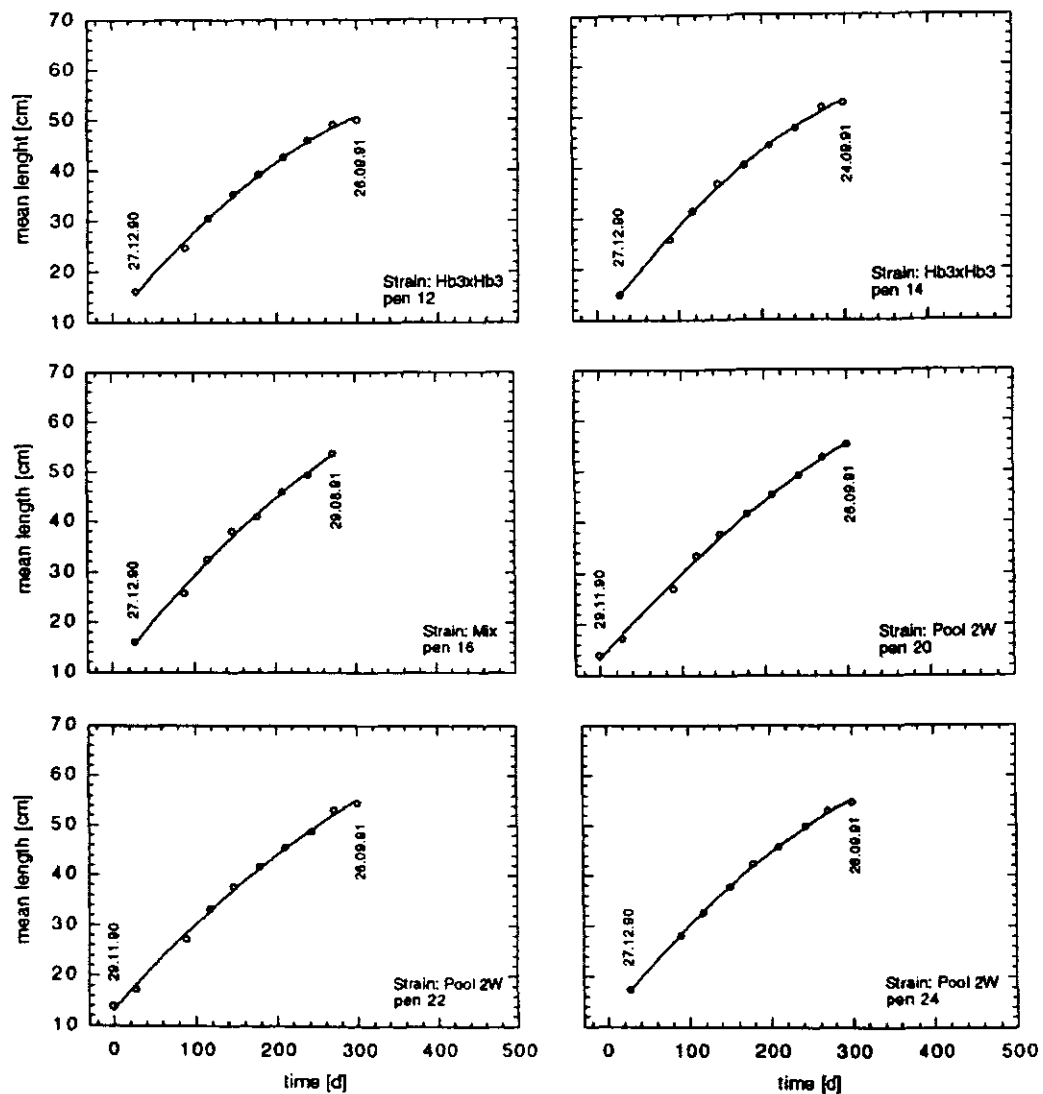


Abb. 16: Wachstumskurven der Fische an der Anlage Lincay auf Grundlage monatlicher Ermittlung der mittleren Längen aus den Käfigen 12, 14, 16, 20, 22 und 24. Am Start- und Endpunkt der Kurve ist der Beginn bzw. das Ende des Probenzeitraums (1991 - 1992) angegeben. Im aufgetragenen Zeitraum wurden keine Fische im Käfig umgesetzt. Der Tag Nr. 1 entspricht dem 01.01.1991. CV = Coefficient of Variation.

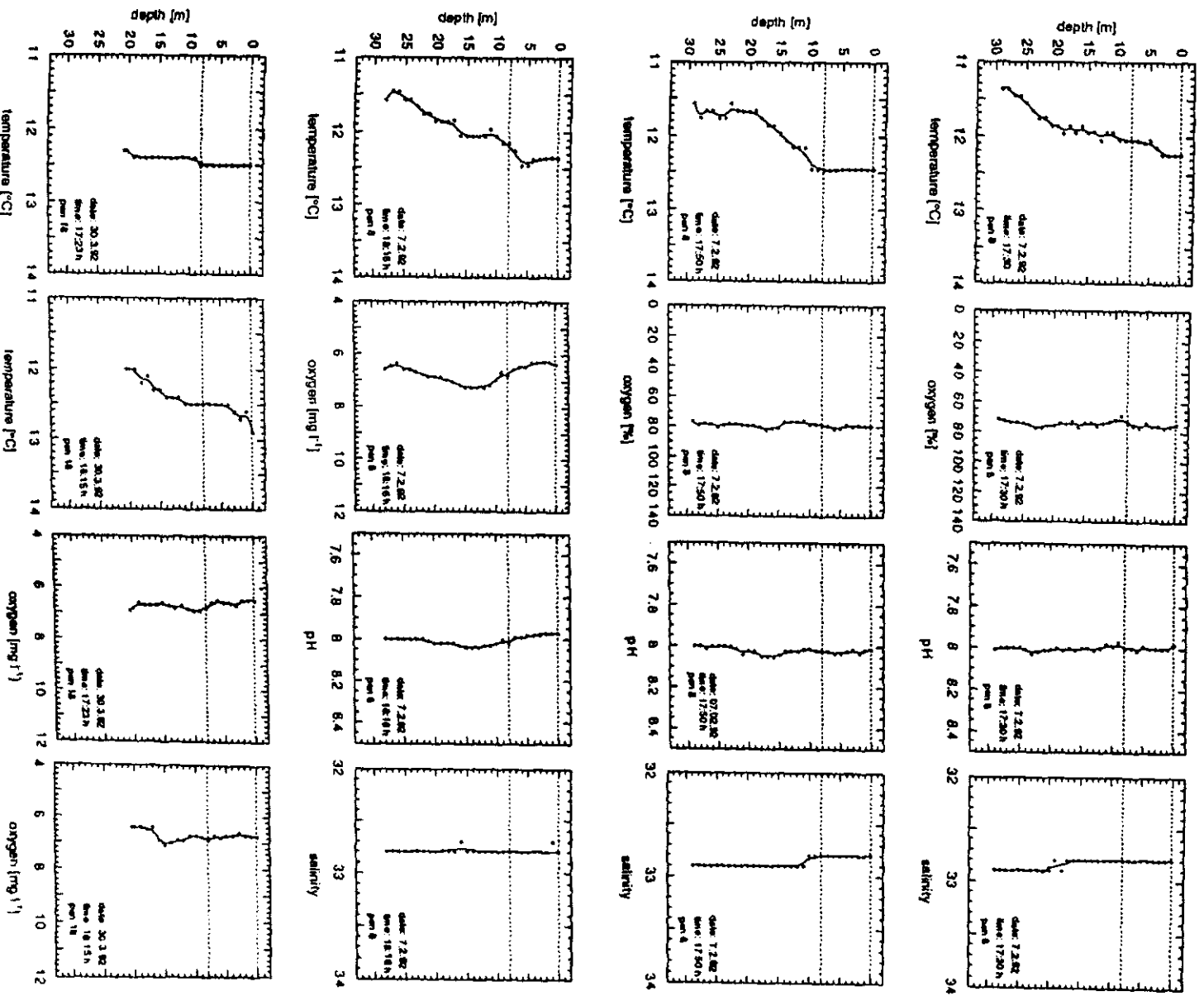


Abb. 17: Tiefenprofile (1-m-Tiefenstufen) im Bereich der Anlage Lincay. Datum, Uhrzeit und Station (Käfig) sind in den jeweiligen Graphiken angegeben. Die gestrichelten Linien begrenzen den Tiefenbereich, in dem sich die Käfige befinden.

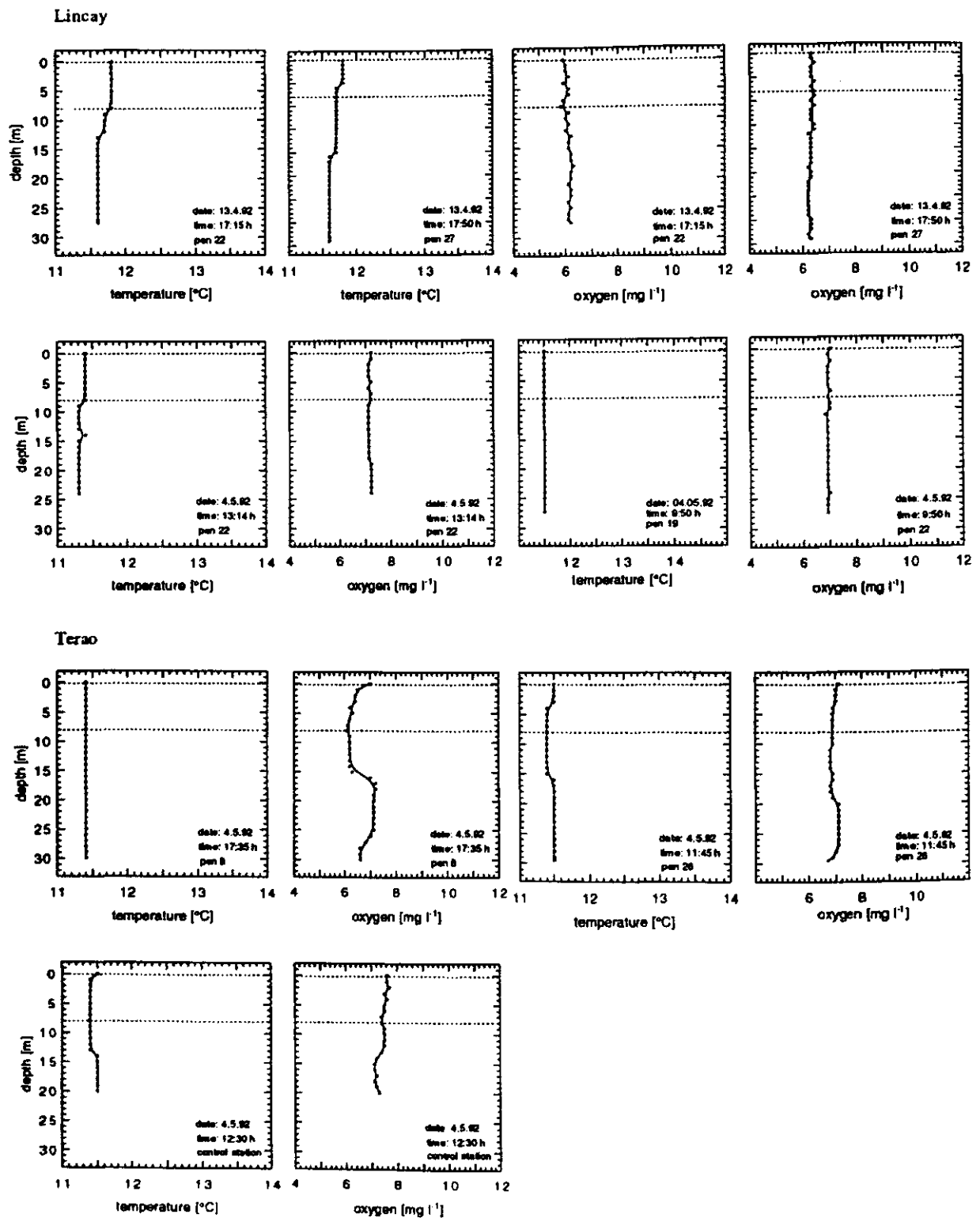


Abb. 18: Tiefenprofile (1-m-Tiefenstufen) im Bereich der Anlagen Lincay und Terao. Datum, Uhrzeit und Station (Käfig) sind in den jeweiligen Graphiken angegeben. Die gestrichelten Linien begrenzen den Tiefenbereich, in dem sich die Käfige befinden.

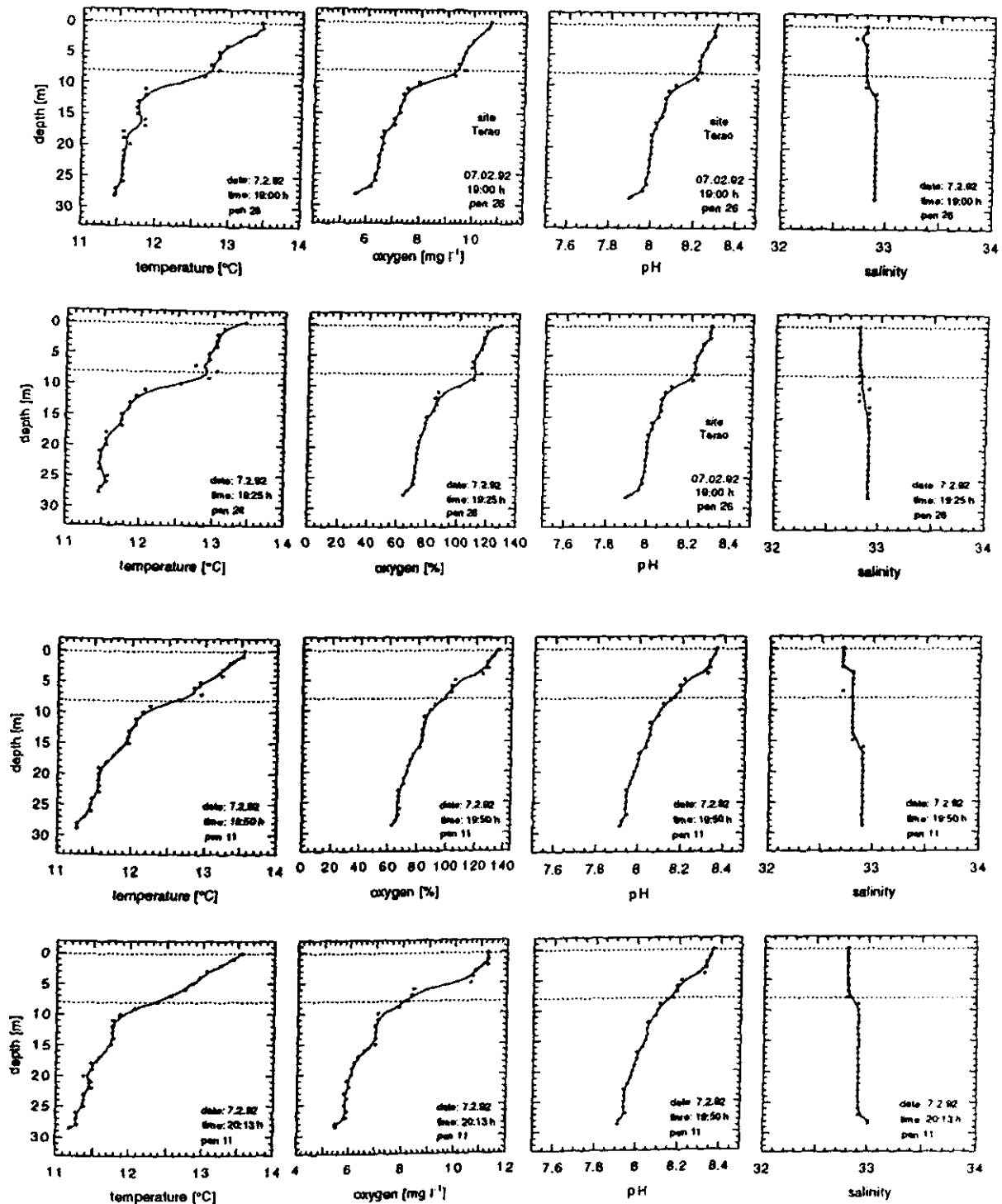


Abb. 19: Tiefenprofile (1-m-Tiefenstufen) im Bereich der Anlage Terao. Datum, Uhrzeit und Station (Käfig) sind in den jeweiligen Graphiken angegeben. Die gestrichelten Linien begrenzen den Tiefenbereich, in dem sich die Käfige befinden.

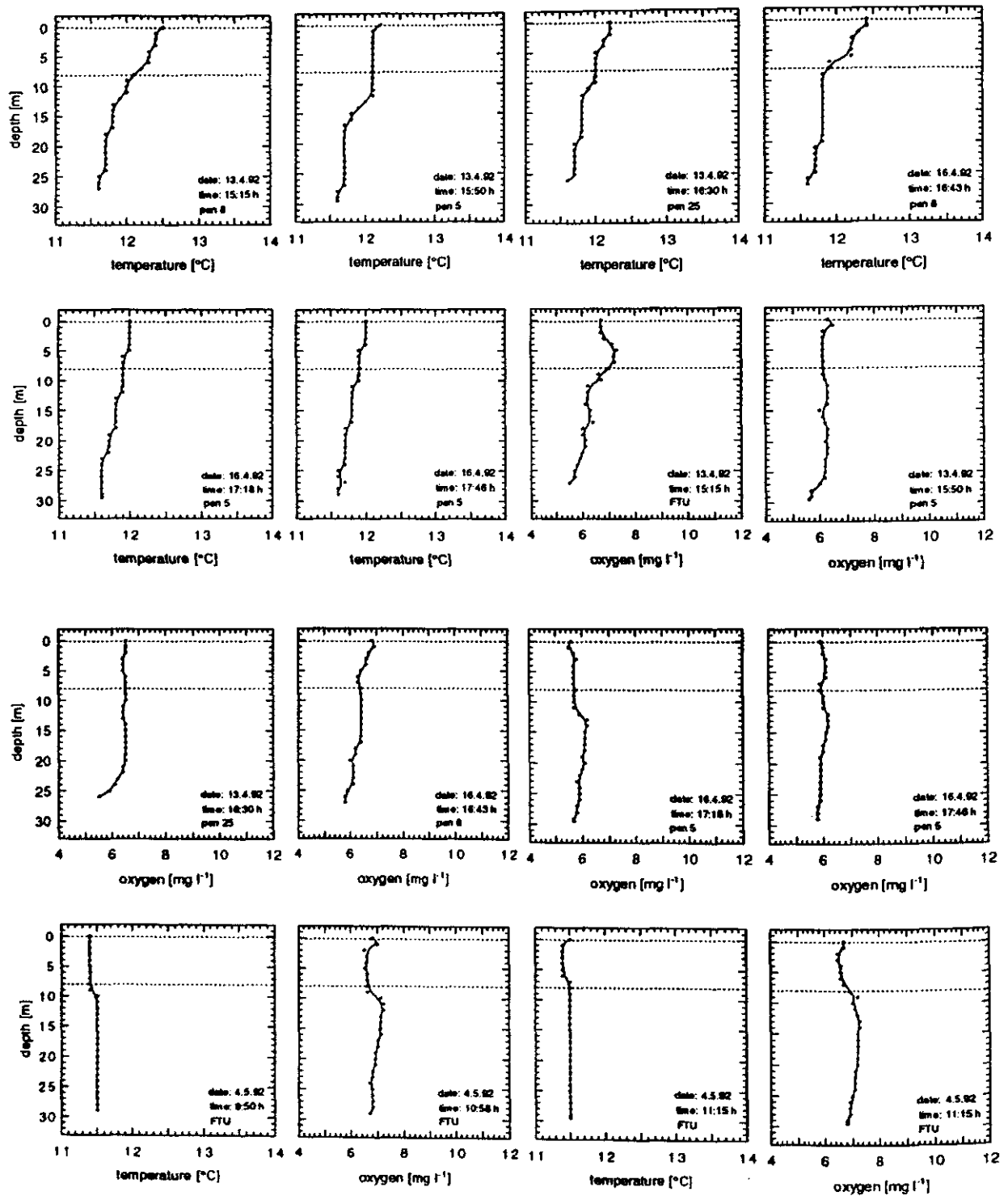


Abb. 20: Tiefenprofile (1-m-Tiefenstufen) im Bereich der Anlage Terao. Datum, Uhrzeit und Station (Käfig) sind in den jeweiligen Graphiken angegeben. Die gestrichelten Linien begrenzen den Tiefenbereich, in dem sich die Käfige befinden.

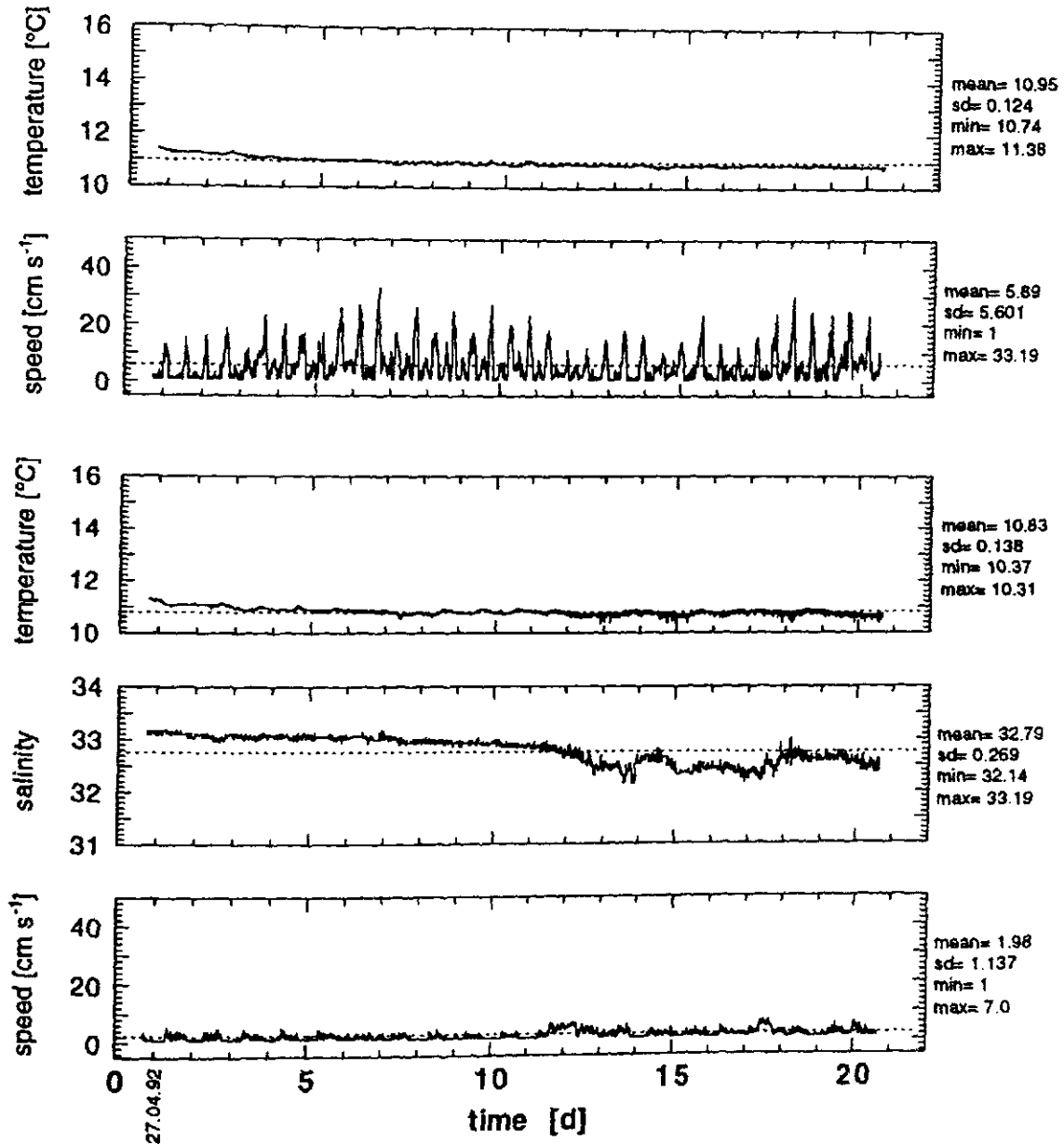


Abb. 21: Zeitreihen zur Hydrographie an der Anlage Lincay (die zwei oberen); Position: SW-Ende der Teilanlage III (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 4 m. Anlage Terao (die drei unteren); Position: Versuchsanlage (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 4 m. Meßintervall: 5 Minuten.

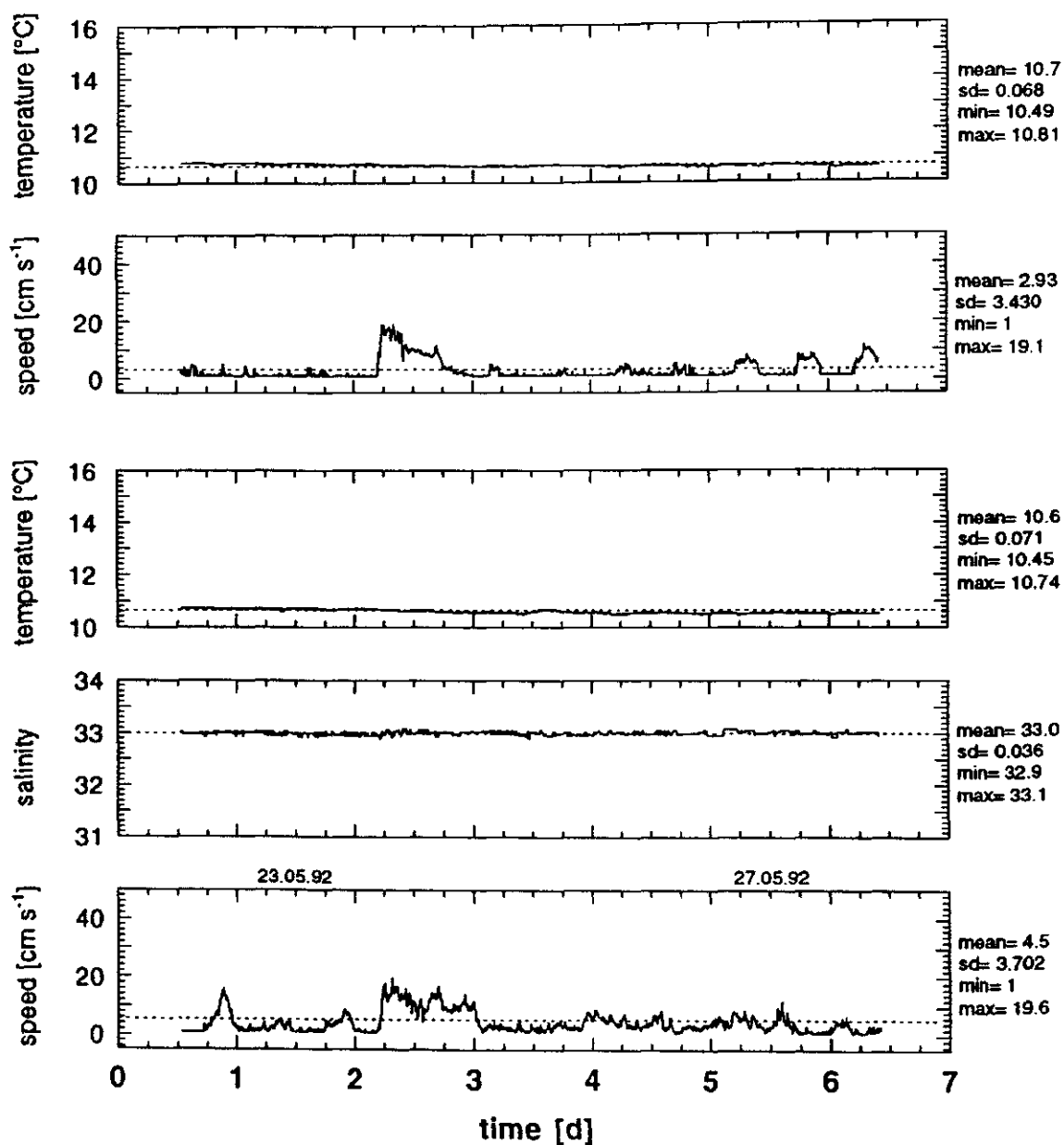


Abb. 22: Zeitreihen zur Hydrographie an der Anlage Lincay; Position der zwei oberen: NO-Ende der Teilanlage III ; Position der die drei unteren: SW-Ende der Teilanlage III (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 4 m. Meßintervall: 5 Minuten.

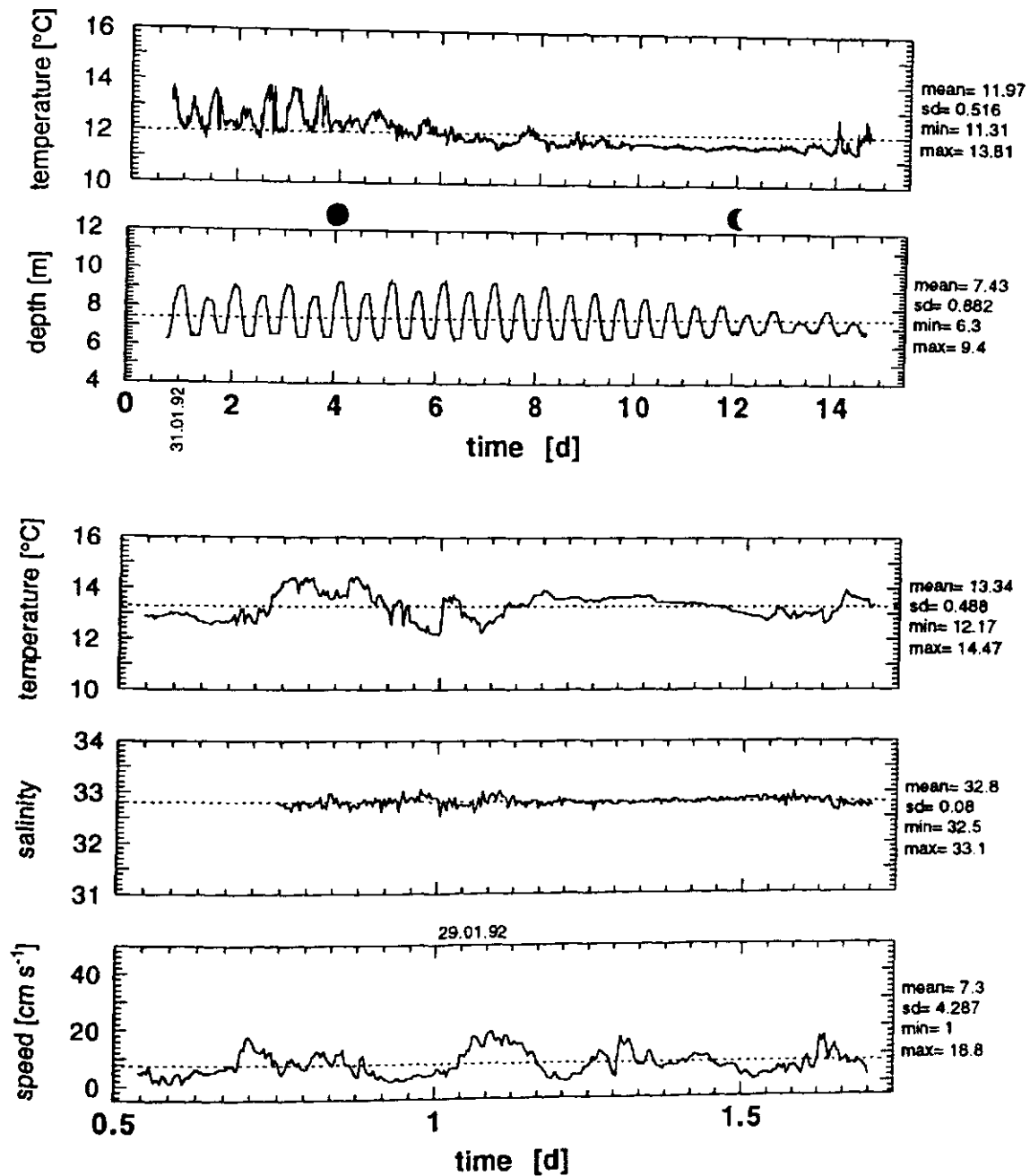


Abb. 23: Zeitreihen zur Hydrographie an der Anlage Lincay; Position der zwei oberen: An der verankerten Station 60 m NO der Teilanlage I; Position der die drei unteren: NO-Ende der Teilanlage III (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 5 m. Meßintervall: 5 Minuten.

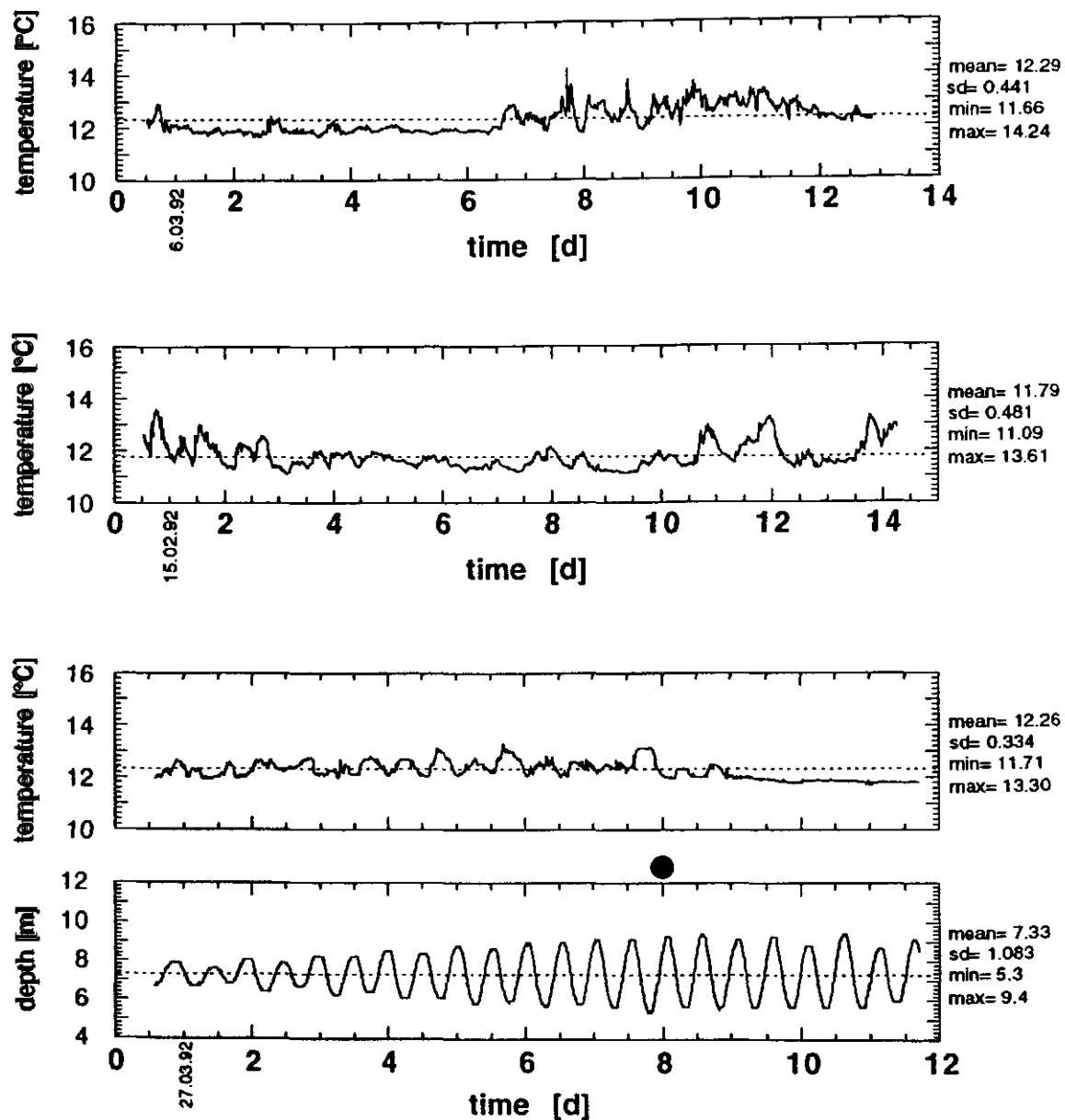


Abb. 24: Zeitreihen zur Hydrographie an der Anlage Lincay (die obere); Position: NO-Ende der Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 4 m. Anlage Terao; Position der zweiten: Versuchsanlage; Position der beiden unteren: An der verankerten Station 60 m S der Teilanlage II; (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 4 m. Meßintervall: 5 Minuten.

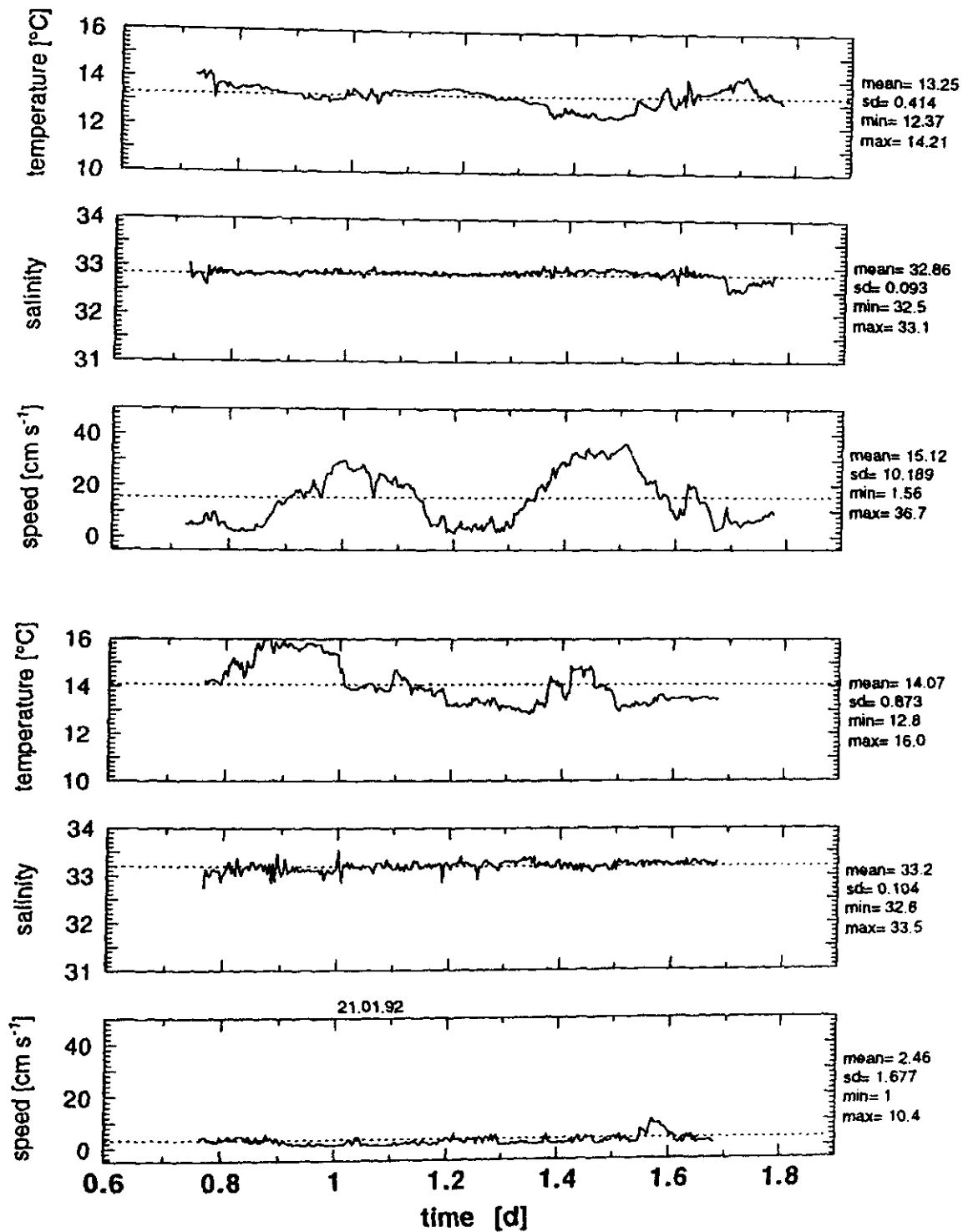


Abb. 25: Zeitreihen zur Hydrographie an der Anlage Lincay (die drei oberen); Position: NO-Ende der Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 5 m. Anlage Terao (die drei unteren); Position: Versuchsanlage (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden), Tiefe 6 m. Meßintervall: 5 Minuten.

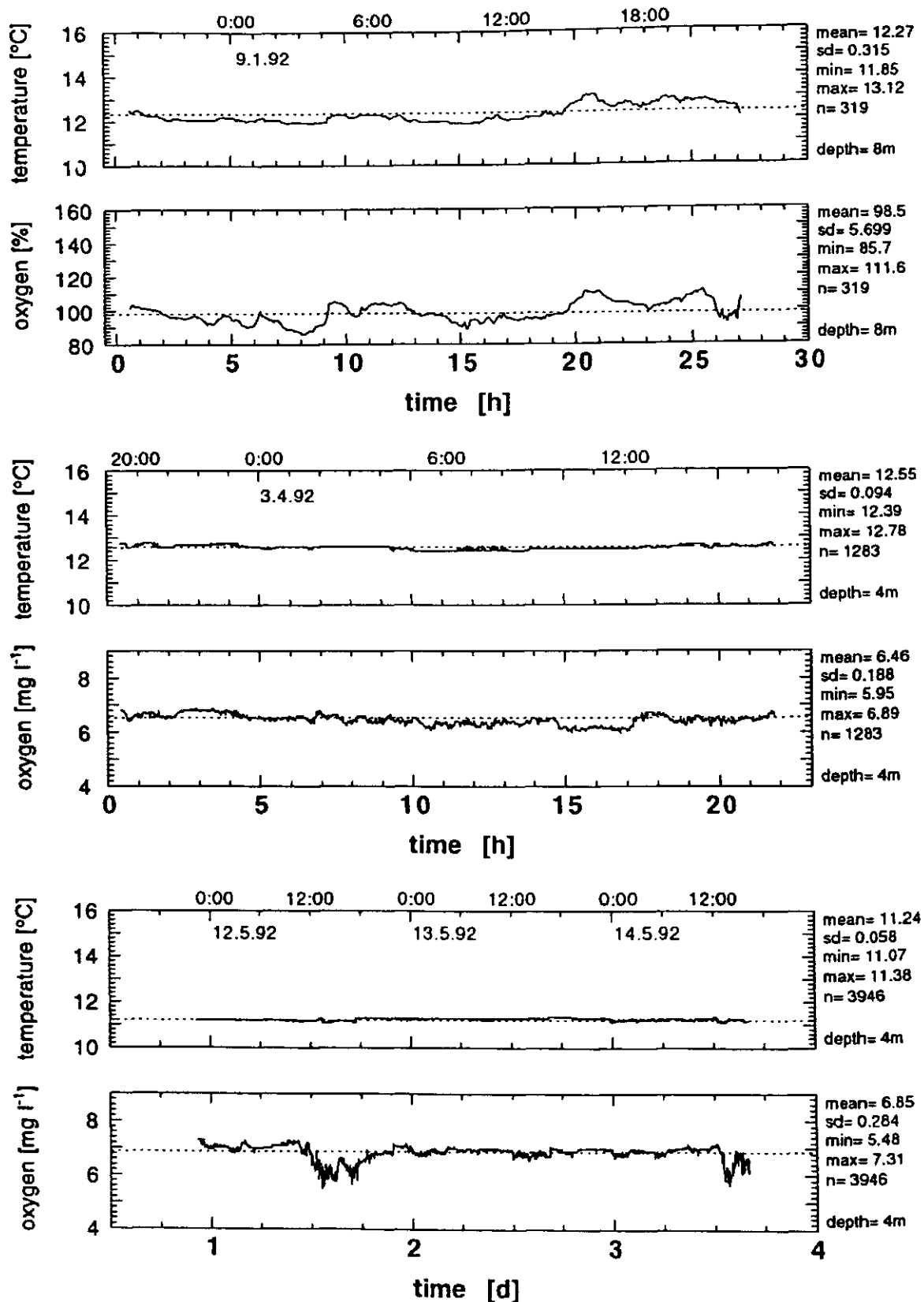


Abb. 26: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position der zwei oberen: Teilanlage II; Position der beiden mittleren: am Käfig 32 der Teilanlage III; Position der zwei unteren: O-Seite der Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

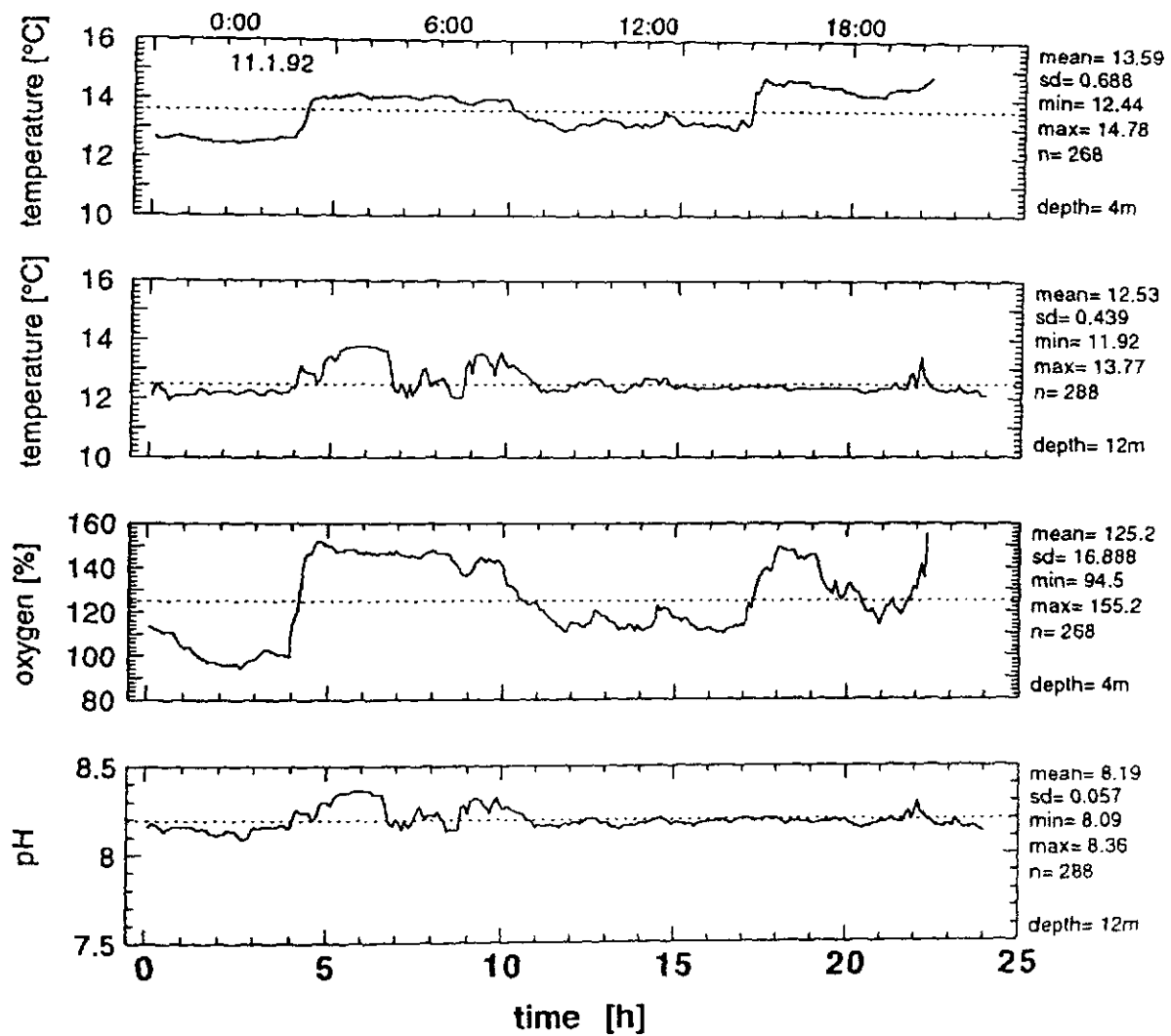


Abb. 27: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

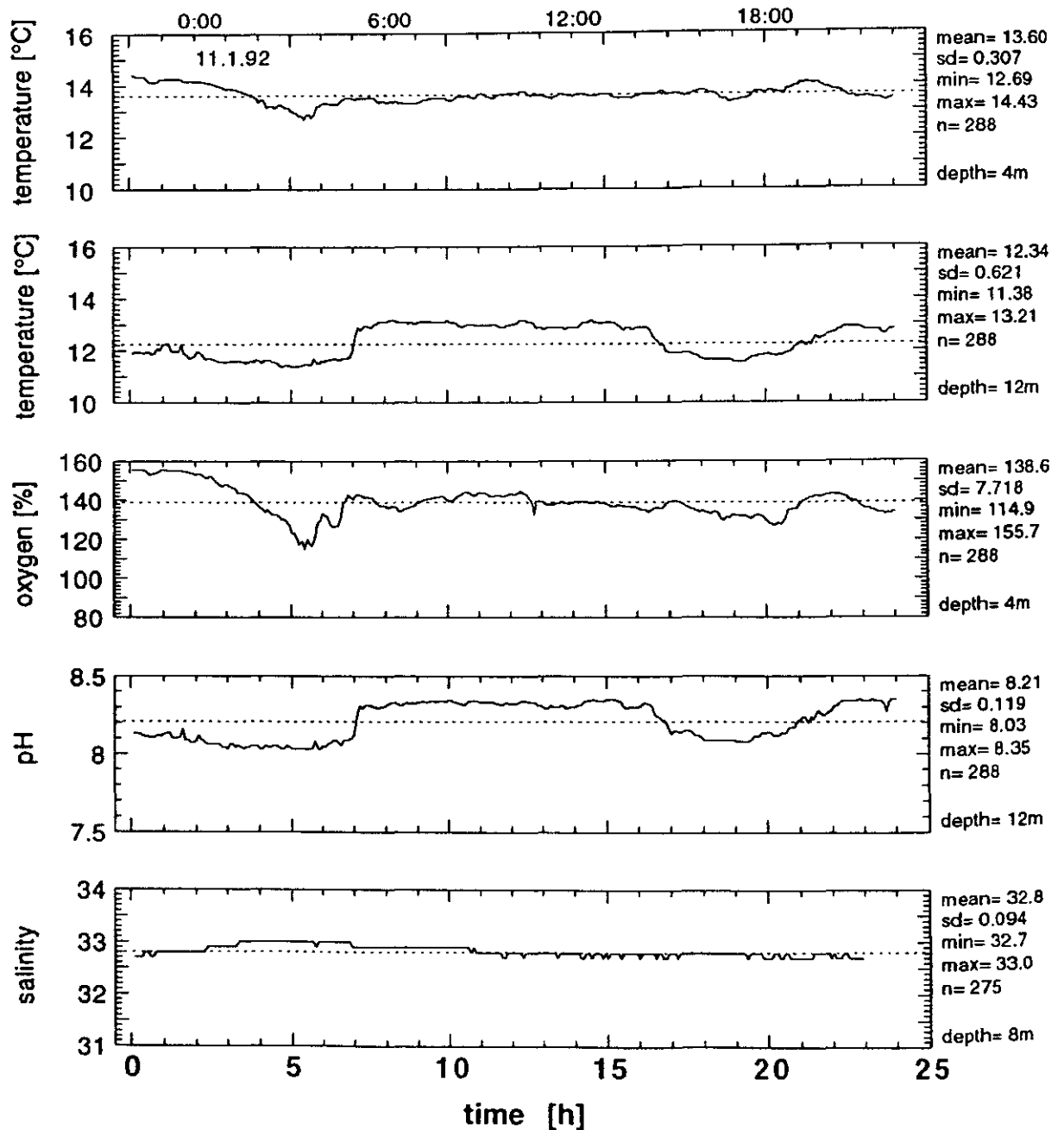


Abb. 28: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Terao; Position: Versuchsanlage (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

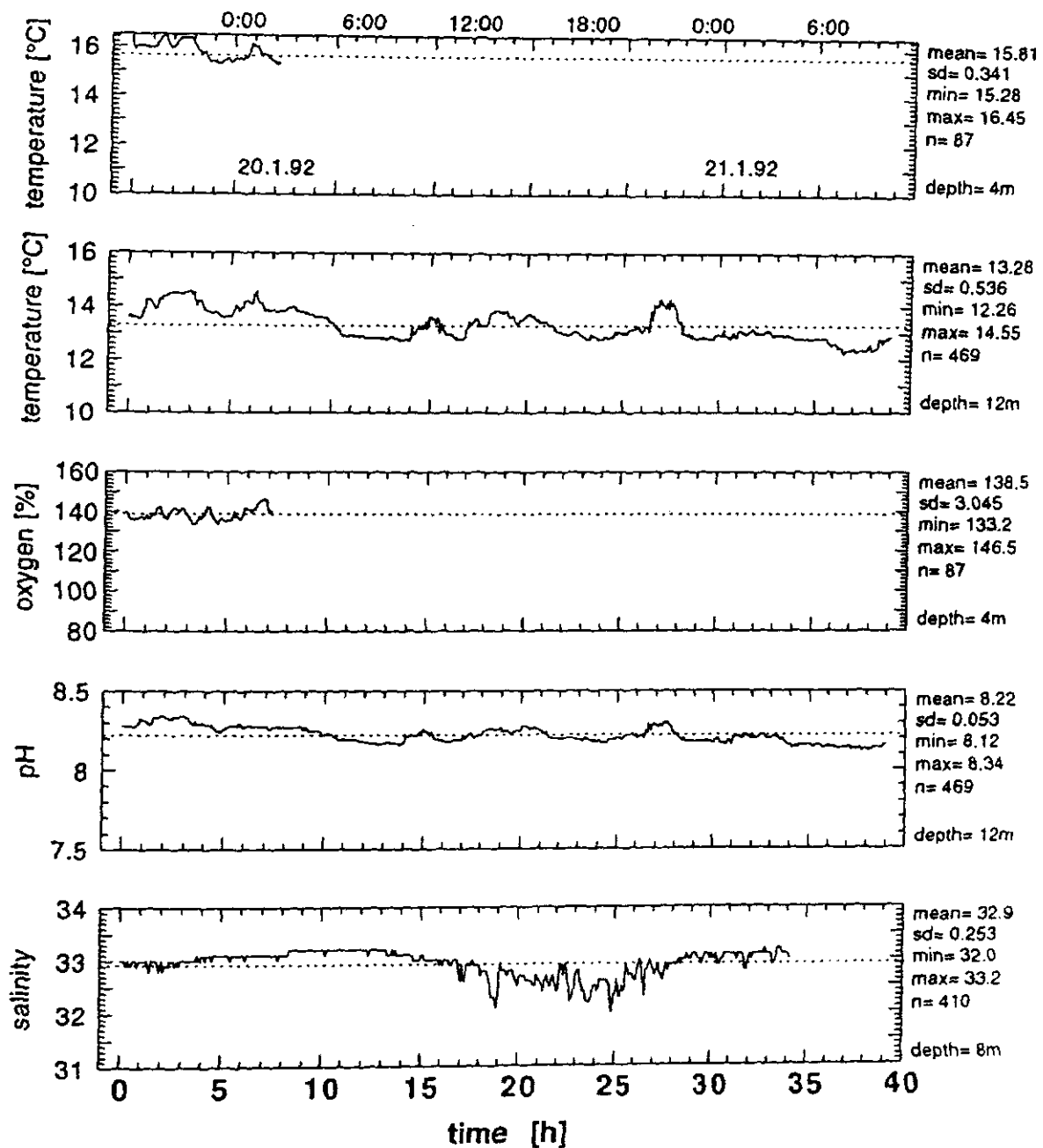


Abb. 29: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Terao; Position: Versuchsanlage (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

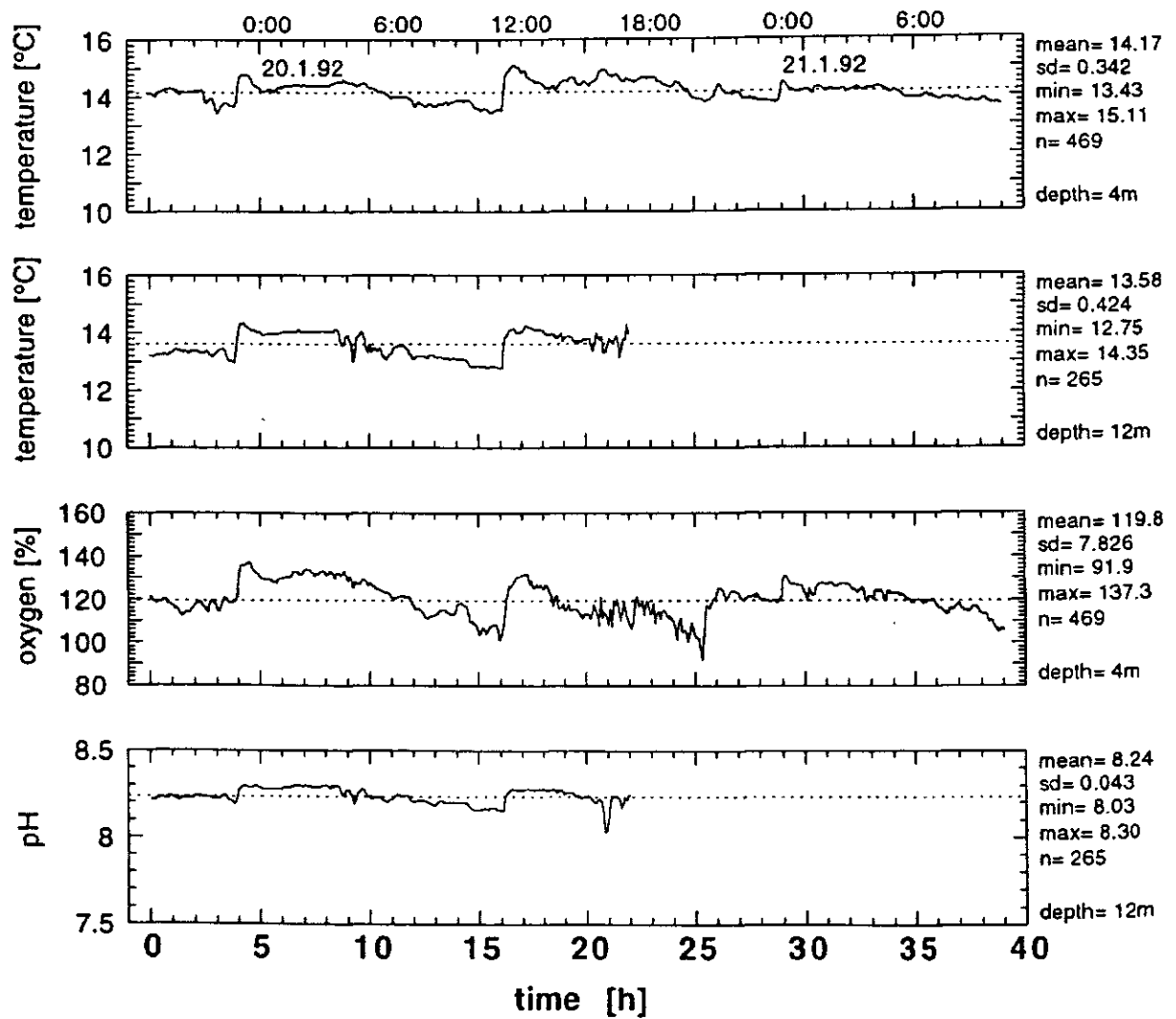


Abb. 30: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

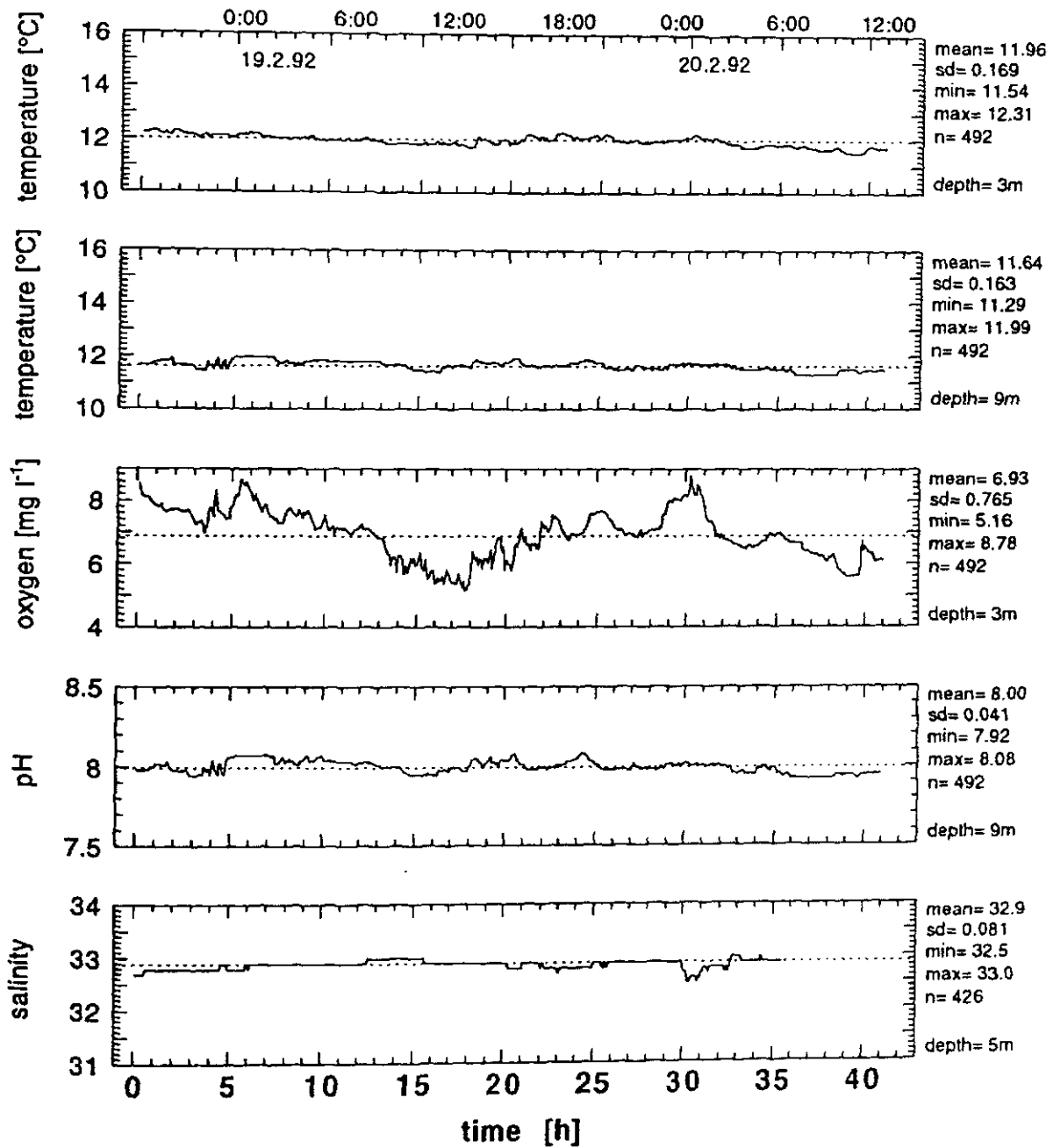


Abb. 31: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Terao; Position: Versuchsanlage (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

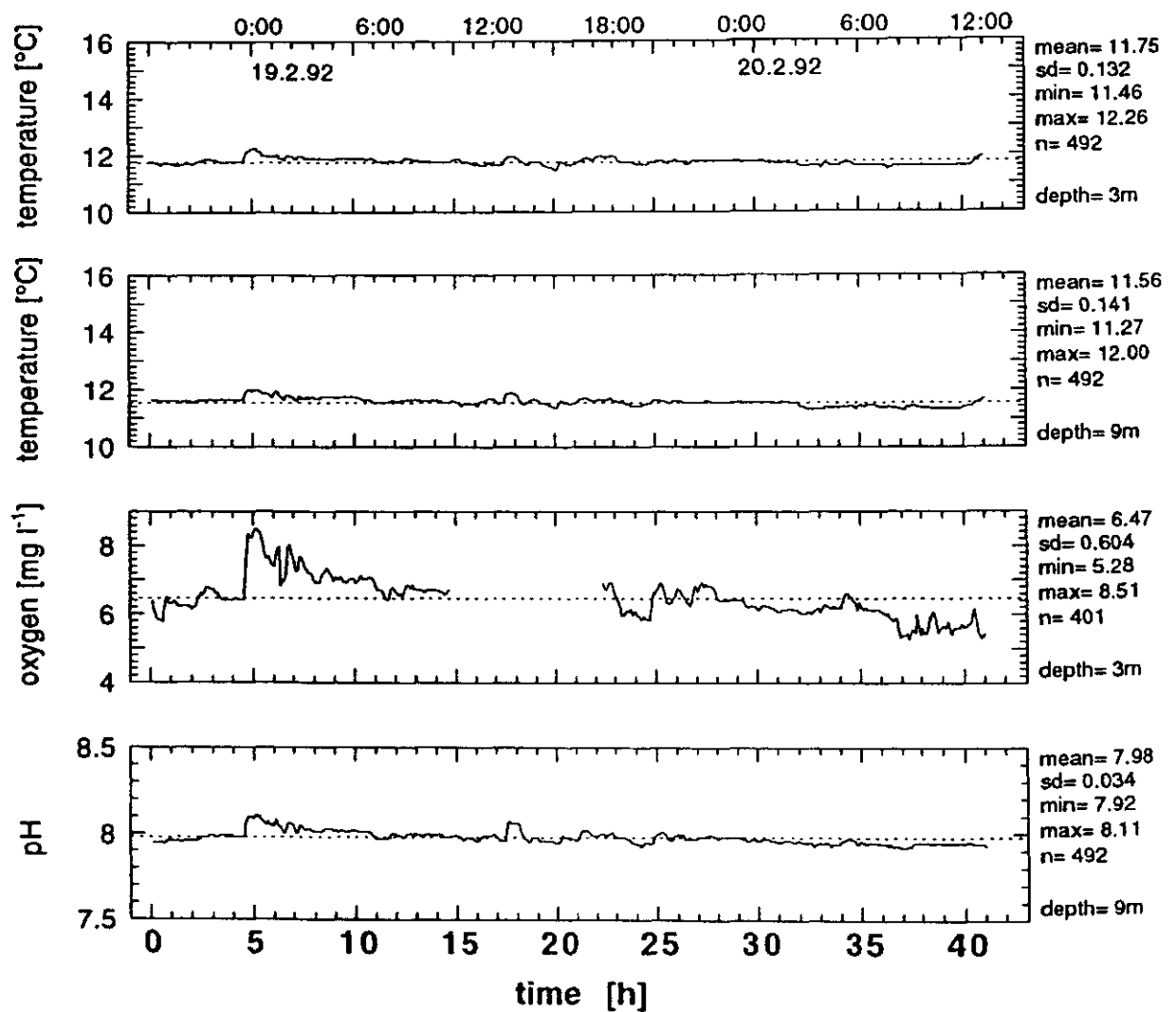


Abb. 32: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

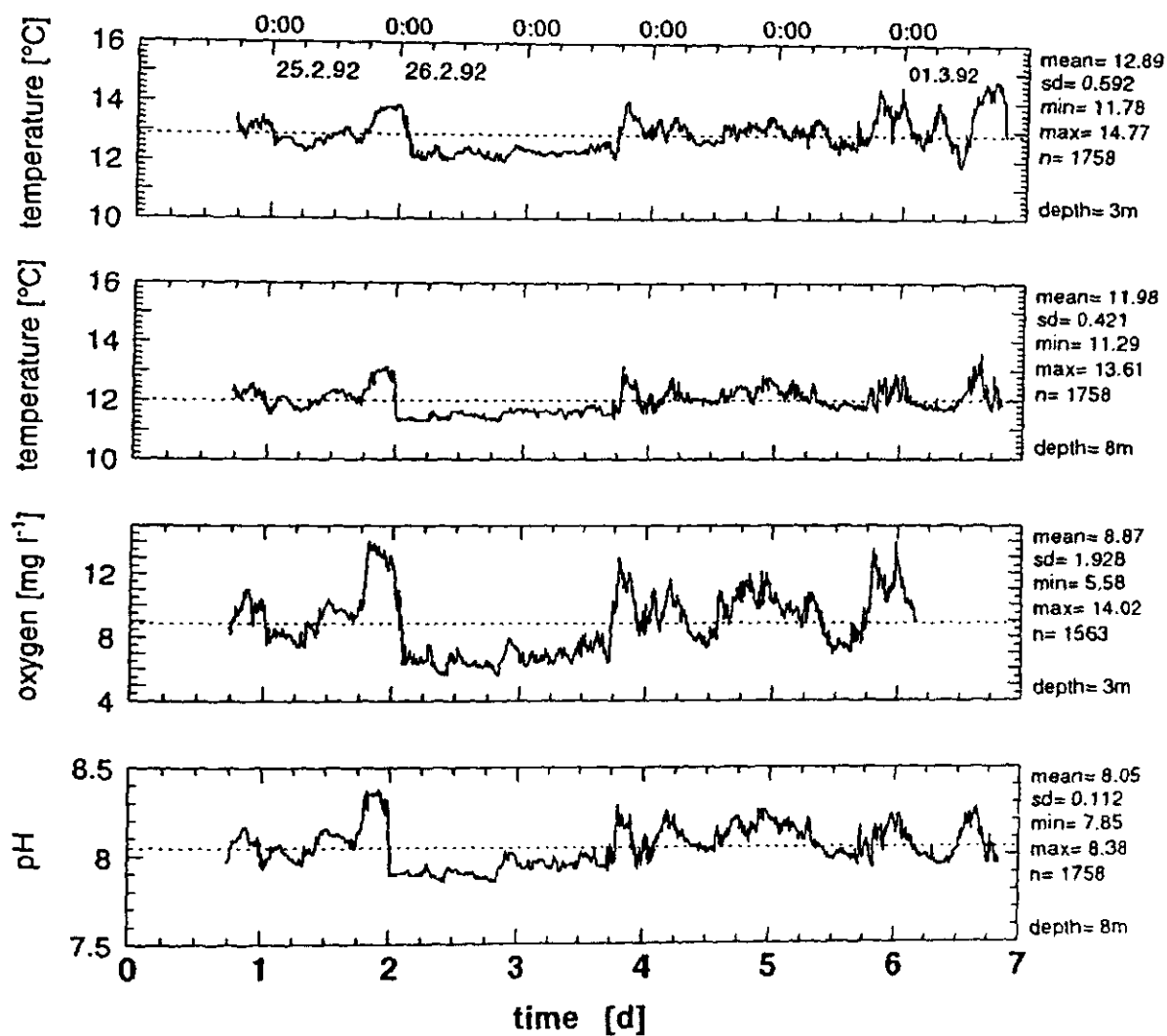


Abb. 33: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Terao; Position: Im Käfig 11 der Teilanlage I (s. Abb. 4, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

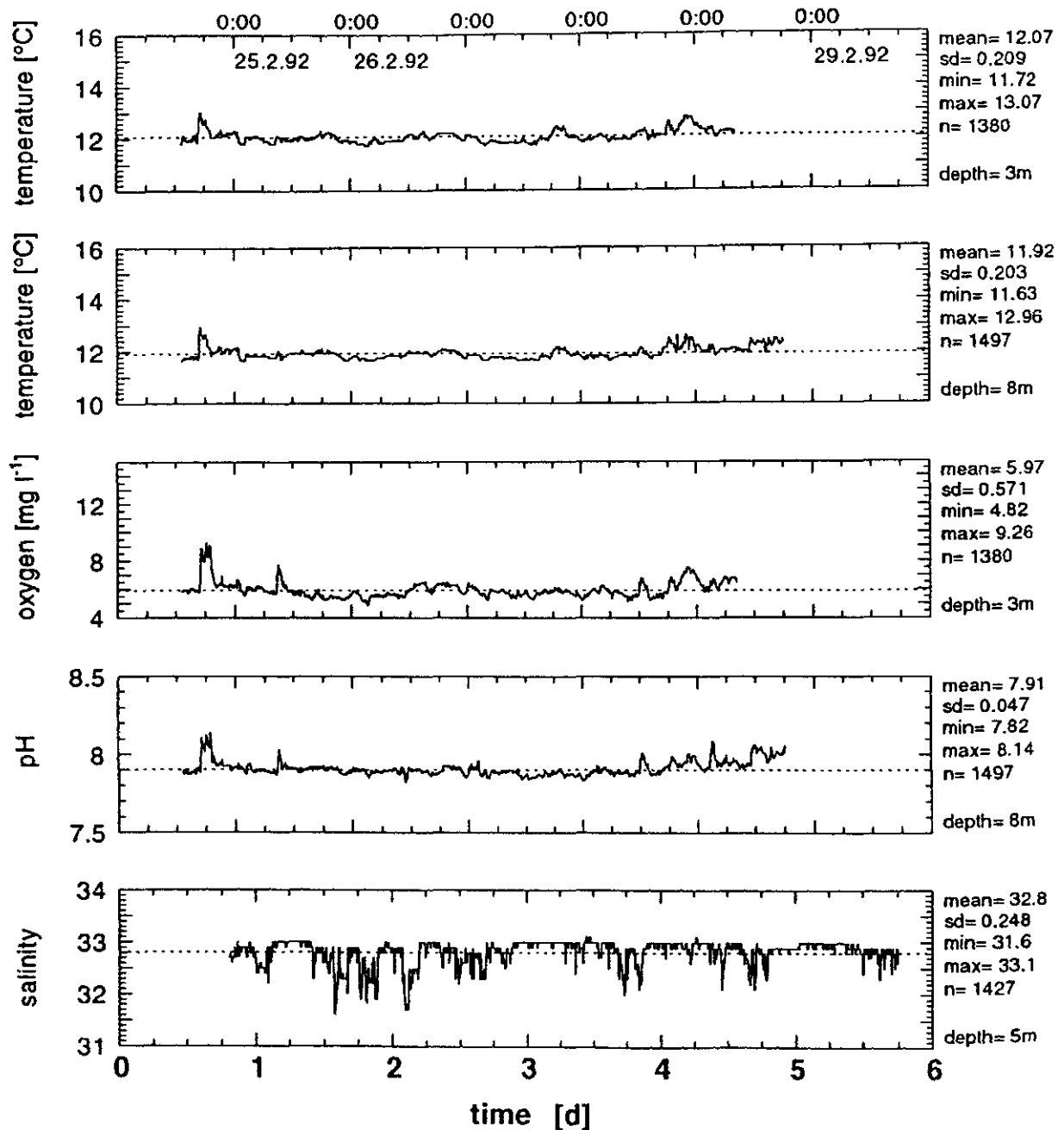


Abb. 34: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Im käfig 30 der Teilanlage III (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.

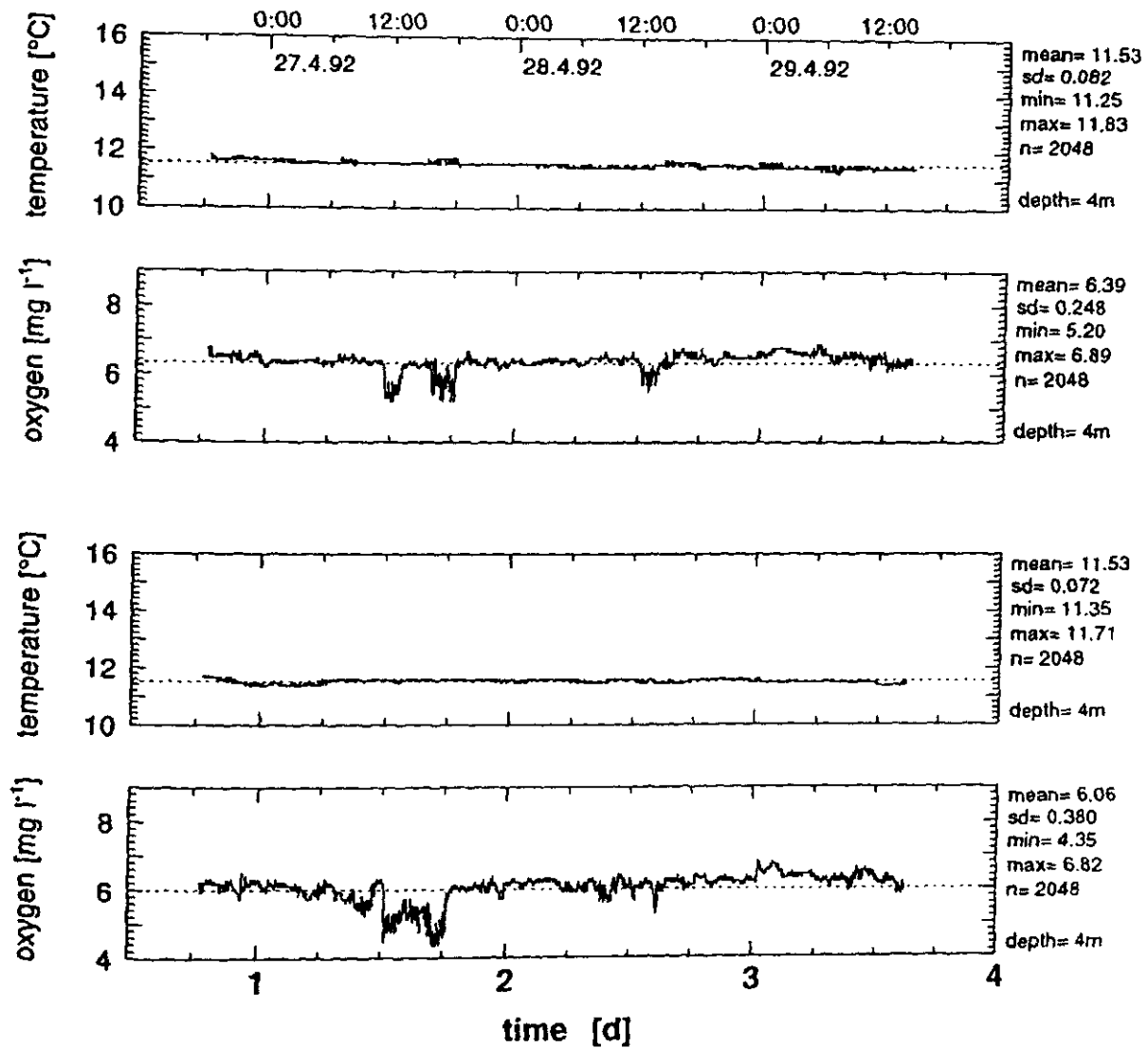


Abb. 35: Zeitreihen zur Hydrographie und zum Sauerstoffgehalt an der Anlage Lincay; Position: Floß NO der Teilanlage II (s. Abb. 3, Kapitel Material und Methoden). Meßintervall: 5 Minuten. Legenden rechts: Statistische Angaben der Messungen; Sondentiefe.